



**Ana Patrícia Chapeira  
Sanches**

**Aplicação do processo de compostagem na  
estabilização de resíduo de aviário**



**Ana Patrícia Chapeira  
Sanches**

**Aplicação do processo de compostagem na  
estabilização de resíduo de aviário**

Dissertação apresentada à Universidade de Aveiro para cumprimento dos requisitos necessários à obtenção do grau de Mestre em Engenharia do Ambiente, realizada sob a orientação científica da Professora Doutora Ana Paula Duarte Gomes, Professora Auxiliar do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro e co-orientação do Professor Doutor Luís António da Cruz Tarelho, Professor Auxiliar Convidado do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro.

## **o júri**

Presidente

**Prof. Dr. Ana Isabel Couto da Silva Miranda**

Professora Associada do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro

**Prof. Dr. Ana Paula Duarte Gomes**

Professora Auxiliar do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro

**Prof. Dr. Luís António da Cruz Tarelho**

Professor Auxiliar do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro

**Prof. Dr. Fernando Jorge Malaquias Antunes Pereira**

Professor Catedrático Aposentado da Universidade de Aveiro

**Prof. Dr. Nelson Amadeu Dias Martins**

Professor Auxiliar do Departamento de Engenharia Mecânica da Universidade de Aveiro

## **Agradecimentos**

Aos meus orientadores, Professora Doutora Ana Paula Gomes e Professor Doutor Luís António da Cruz Tarelho, por toda a ajuda e apoio dados ao longo da elaboração deste trabalho.

A todas as pessoas que, directa ou indirectamente, contribuíram para a realização desta Dissertação de Mestrado.

À minha família e amigos que, com todo o carinho e empenho me ajudaram a ultrapassar mais esta etapa da minha vida, em especial aos meus Pais e ao Pedro, pelo carinho, pela motivação e por estarem sempre presentes...

## Palavras-chave

resíduo de aviário, compostagem, combustão, leito fluidizado.

## Resumo

O trabalho desenvolvido enquadra-se na necessidade de encontrar soluções alternativas para a gestão de resíduos e respectivos processos de reutilização, reciclagem e valorização, em resultado dos riscos associados à aplicação directa de resíduos no solo e requisitos legais que lhe são aplicáveis.

O trabalho consistiu na avaliação do processo de compostagem de resíduo de aviário, o qual é um material rico em matéria orgânica e com elevado teor de azoto.

Realizaram-se dois tipos de ensaios de compostagem de resíduo de aviário: à escala laboratorial e à escala piloto. Nos ensaios à escala laboratorial, o objectivo era estudar a compostagem do material controlando alguns parâmetros fundamentais do processo e quantificar as emissões em  $\text{NH}_3$ . Nos ensaios à escala piloto, com compostores expostos às condições do meio ambiente, o objectivo era analisar as características do processo, e, posteriormente, avaliar a estabilidade do composto produzido através de ensaios de vaso.

Em ambos os tipos de ensaios de compostagem foi efectuada a monitorização da temperatura do material e do teor de dióxido de carbono da fase gasosa ao longo do processo, bem como a caracterização periódica da fase sólida, relativamente aos parâmetros humidade, sólidos voláteis, pH e teor em azoto.

Os resultados experimentais permitiram concluir que o composto obtido possui características adequadas à sua aplicação no solo e favoráveis ao crescimento das plantas. Quanto à distribuição do azoto durante o processo, verificou-se, no ensaio laboratorial, que existe sempre uma considerável mobilidade de azoto na forma amoniacal, da fase sólida para a fase gasosa, em especial quando a compostagem ocorre a temperaturas mais elevadas ( $T=55^\circ\text{C}$ ).

Foi também objecto de estudo a análise da probabilidade de valorização energética do resíduo (compostado e não compostado). Para o efeito foram realizadas experiências de combustão num reactor de leito fluidizado à escala piloto, a operar no regime borbulhante. Um dos objectivos dos ensaios de combustão consistiu em avaliar de que modo a compostagem do resíduo poderá melhorar as suas propriedades caso se pretenda valorizá-lo energeticamente.

Durante as experiências de combustão foi analisada a composição do efluente gasoso em termos da concentração de  $\text{CO}_2$ ,  $\text{CO}$ ,  $\text{O}_2$  e  $\text{NO}$  e a sua relação com as condições operatórias (temperatura, excesso de ar e composição da mistura combustível). Verificou-se que a compostagem contribui para a redução da emissão de  $\text{NO}_x$ , desde que o processo de combustão ocorra em condições adequadas, por exemplo, com 50% de excesso de ar, no entanto seria necessário reduzir a concentração de  $\text{CO}$ . A queima de resíduo compostado e não compostado apresentou também alguns problemas de operação, como por exemplo a aglomeração do leito e a deposição de cinzas na instalação.

Será possível obter um compromisso razoável entre as emissões de  $\text{CO}$  e  $\text{NO}_x$  nos gases de exaustão e minimizar alguns problemas de operação com uma co-combustão de resíduo de aviário compostado com *pellets* de resíduos florestais.

## Keywords

poultry litter, composting, combustion, fluidized bed

## Abstract

This work fits with the need to find alternative solutions for waste management and the respective processes of reuse, recycling and valorization, in result of the risks associated with direct application of waste in soils and legal applicable requirements.

The work consisted in the evaluation of the poultry litter composting process which is a rich material in organic matter and with high content of nitrogen.

Two types of tests of poultry litter composting were carried out: laboratorial scale and pilot scale. In laboratorial scale tests the objective was to study the composting process controlling some of the fundamental parameters of the process and quantify the  $\text{NH}_3$  emissions. In tests on the pilot scale, with composters exposed to the conditions of the environment, the objective was to analyze the characteristics of the process when it occurs naturally and evaluate the stability of the compost produced through the seed test.

In both types of tests for composting the material temperature and carbon dioxide content through the gaseous phase were monitored along the process, as well as the periodic solid phase characterization concerning to: humidity, volatile solids, pH and nitrogen content.

The experimental results allowed to conclude that the obtained compost has adequate characteristics to apply on soil and favorable to plants growth. Related to the nitrogen distribution during the process, laboratorial tests permitted to realize that there is always a considerable mobility of ammoniacal nitrogen from the solid to the gaseous phase specially when the composting process occurs at higher temperatures ( $T=55^\circ\text{C}$ ).

The present work also studied the probability of energetic valorisation from waste (composted and non-composted). For this purpose, combustion experiments were conducted in a bubbling fluidized bed combustor at pilot scale. One of the objectives of the tests is to evaluate in which way the composting of the waste is able to improve its properties if the energetic valorization is intended.

During the experiences of combustion was examined the composition of the gaseous effluent in terms of the concentration of  $\text{CO}_2$ , CO,  $\text{O}_2$  and NO and its relationship with the operative conditions (temperature, excess air and composition of the fuel mixture). It was found that the composting contributes to the reduction of emission of NOx, when the combustion occurs in the adequate conditions, such as for example with 50% excess air, however it would be necessary to reduce the concentration of CO. The combustion of composted and non-composted waste also presented some problems of operation, such as agglomeration of the bed and deposition of ash in the installation.

It will be possible to obtain a reasonable compromise between the emissions of CO and NOx in exhaustion gases and minimize operating problems with a co-combustion of composted poultry litter with pellets of wood wastes.

## ÍNDICE

	pg.
1. INTRODUÇÃO	1
1.1. SECTOR AVÍCOLA	2
1.1.1. Caracterização	2
1.1.2. Resíduo de aviário	3
1.1.2.1. Características	3
1.1.2.2. Produção	3
1.2. COMPOSTAGEM	3
1.2.1. Definição	4
1.2.2. Vantagens	5
1.2.3. Desvantagens	6
1.2.4. Caracterização do processo	7
1.2.4.1. Fases do processo	7
1.2.4.2. Factores que influenciam o processo	8
1.2.5. Gases	10
1.3. UTILIZAÇÃO DO COMPOSTO	11
1.3.1. Aplicação no solo	12
1.3.1.1. Tipos de composto	12
1.3.1.2. O nutriente azoto	17
1.3.2. Valorização energética	19
1.3.2.1. Vantagens da biomassa como combustível	20
1.3.2.2. Desvantagens da biomassa como combustível	20
1.3.2.3 Processo de combustão em leito fluidizado	21
2. COMPOSTAGEM	23
2.1 CARACTERIZAÇÃO DO SUBSTRATO	23
2.2. INSTALAÇÕES DE COMPOSTAGEM	24
2.2.1. Compostores de exterior	24
2.2.2. Reactores de compostagem laboratoriais	25
2.3. CONDIÇÕES DE OPERAÇÃO	28
2.3.1. Compostores de exterior	28
2.3.2. Reactores de compostagem laboratoriais	29
2.4. MÉTODOS DE ANÁLISE	31
2.4.1. Fase gasosa	31

2.4.2. Fase sólida	32
2.4.3. Fase líquida	33
2.5. RESULTADOS EXPERIMENTAIS	33
2.5.1. Compostores de exterior	33
2.5.1.1. Caracterização do material compostado	33
2.5.1.2. Temperatura e teor de CO <sub>2</sub> ao longo do processo	35
2.5.1.3. Grau de conversão e redução de volume	39
2.5.2. Reactores de compostagem laboratoriais	42
2.5.2.1 Teor de CO <sub>2</sub> ao longo do processo	42
2.5.2.2. Caracterização do material compostado e graus de conversão	43
2.6. TRATAMENTO E DISCUSSÃO DE RESULTADOS	46
2.6.1. Determinação da fórmula química dos substratos	46
2.6.2. Coeficiente estequiométrico	47
2.6.3. Produção de CO <sub>2</sub>	48
2.6.4. Cinética do processo	51
2.7. AVALIAÇÃO DO MATERIAL COMPOSTADO PARA APLICAÇÃO NO SOLO	56
2.7.1. Teste de vaso	56
2.7.2. Classificação do composto	58
2.8. AVALIAÇÃO DA AMÓNIA	59
2.8.1. Compostores de exterior	59
2.8.2. Reactores de compostagem laboratoriais	60
2.8.3. Formas de diminuir as emissões de amónia	62
2.8.3.1. Químicos – Absorção	62
2.8.3.2. Biológicos	63
3. COMBUSTÃO	65
3.1. CARACTERIZAÇÃO DOS COMBUSTÍVEIS	65
3.2. INSTALAÇÃO EXPERIMENTAL	67
3.3. CONDIÇÕES DE OPERAÇÃO	70
3.4. TRATAMENTO E DISCUSSÃO DE RESULTADOS	71
3.4.1. Temperatura e concentração gasosa	71
4. CONCLUSÕES	78
5. BIBLIOGRAFIA	81



## ÍNDICE DE TABELAS

	Pg.
Tabela 2.1 – Caracterização do resíduo original, cama de aviário	23
Tabela 2.2 – Parâmetros relativos ao resíduo inserido inicialmente nos compostores	28
Tabela 2.3 – Características do resíduo de aviário inserido inicialmente nos reactores e condições iniciais de operação	30
Tabela 2.4 – Caracterização do material obtido após compostagem	34
Tabela 2.5 – Grau de conversão e redução de volume nos compostores	40
Tabela 2.6 – Caracterização do material obtido após compostagem em laboratório	44
Tabela 2.7 – Volume de purga e condensado recolhido no processo	45
Tabela 2.8 – Intervalo de variação de pH no processo	45
Tabela 2.9 – Conversões para os diferentes reactores	46
Tabela 2.10 – Fórmula química dos substratos	47
Tabela 2.11 – Valores do coeficiente estequiométrico	48
Tabela 2.12 – Grau de conversão e massa de sólidos voláteis presentes nos momentos das amostragens, para o compostor 2	52
Tabela 2.13 – Parâmetros determinados	55
Tabela 2.14 – Caudal de ar de arejamento e excesso de ar	56
Tabela 2.15 – Resultados do teste de vaso e índice de crescimento	57
Tabela 2.16 – Valores de concentração de azoto determinados nos ensaios e valores apresentados no Rótulo Ecológico Comunitário	59
Tabela 2.17 – Balanço mássico do azoto nos reactores de laboratório	62
Tabela 2.18 – Distribuição por fases do azoto nos reactores	62
Tabela 3.1 – Caracterização química dos <i>pellets</i> de resíduos florestais	66
Tabela 3.2 – Composição da casca de arroz e cama de aviário	66
Tabela 3.3 – Fórmulas do poder calorífico superior	67
Tabela 3.4 – Condições operatórias	70
Tabela 3.5 – Valores de concentração dos gases de exaustão e valores limite	77

## ÍNDICE DE FIGURAS

	Pg.
Figura 1.1 – Esquema de um leito fluidizado atmosférico a operar no regime borbulhante	22
Figura 2.1 – Aspecto do resíduo original proveniente da cama de aviário	23
Figura 2.2 – Compostor de exterior	25
Figura 2.3 – Equipamentos de aquisição e registo de dados de temperatura e teor em CO <sub>2</sub> e montagem desumidificadora	25
Figura 2.4 – Representação esquemática da instalação laboratorial	26
Figura 2.5 – Unidade de medida, condensadores e borbulhadores à esquerda; vista dos quatro reactores à direita e banho criostato no centro	27
Figura 2.6 – Computador e unidade de controlo com as placas electrónicas	27
Figura 2.7 – Aspecto do interior do compostor, com vista do termopar e sonda de CO <sub>2</sub>	29
Figura 2.8 – Localização dos pontos de medição de temperatura	29
Figura 2.9 – Material compostado	34
Figura 2.10 – Composição ponderal de ambos os compostores no início e fim do processo	35
Figura 2.11 – Evolução da temperatura e do teor de CO <sub>2</sub> , (nas fases sólida e gasosa, respectivamente) do resíduo no compostor 1	37
Figura 2.12 – Evolução da temperatura e do teor de CO <sub>2</sub> , (nas fases sólida e gasosa, respectivamente) do resíduo no compostor 2	37
Figura 2.13 – Representação do perfil de temperatura (no plano x,y) no compostor 1, no 3º dia de reacção (faces A, B abrigadas, C,D expostas)	38
Figura 2.14 – Representação do perfil de temperatura (no plano x,y) no compostor 2, no 2º dia de reacção (faces A, B abrigadas, C,D expostas)	39
Figura 2.15 – Representação do grau de conversão de componentes em ambos os compostores	40
Figura 2.16 – Evolução das massas totais dentro do compostor 1	41
Figura 2.17 – Evolução das massas totais dentro do compostor 2	42

Figura 2.18 – Variação do teor de CO <sub>2</sub> no gás de exaustão e caudal de alimentação, Reactor A (40°), C e D (55°)	43
Figura 2.19 – Composição ponderal dos reactores no início e fim do processo	45
Figura 2.20 – Representação do grau de conversão de componentes nos reactores	46
Figura 2.21 – Volume de CO <sub>2</sub> acumulado e grau de conversão de sólidos voláteis ao longo do processo, Reactor A (40°), C e D (55°)	49
Figura 2.22 – Representação gráfica do cálculo dos coeficientes estequiométricos das reacções, Reactor A (40°), C e D (55°)	50
Figura 2.23 – Velocidade de reacção e temperatura de operação ao longo do tempo, Reactor A (40°), C e D (55°)	51
Figura 2.24 – Massa de sólidos voláteis biodegradáveis presentes ao longo do tempo no compostor 2	53
Figura 2.25 – Representação do caudal de ar de arejamento estequiométrico e de remoção de água para o compostor 2	56
Figura 2.26 – Evolução das massas totais de azoto do compostor 1	60
Figura 2.27 – Evolução das massas totais de azoto do compostor 2	60
Figura 3.1 – Instalação piloto de combustão em leito fluidizado	69
Figura 3.2 – Perfis de temperatura	72
Figura 3.3 – Superfície do leito após um teste de combustão de resíduo compostado (Pormenor da deposição de cinzas nas paredes e aglomeração das partículas do leito)	73
Figura 3.4 – Deposição de cinza no termopar da sonda de amostragem, após um ensaio de combustão de resíduo compostado	73
Figura 3.5 – Emissões gasosas do ensaio comp1	74
Figura 3.6 – Emissões gasosas do ensaio comp2	74
Figura 3.7 – Emissões gasosas do ensaio original	75
Figura 3.8 – Emissões gasosas do ensaio comp+pellets (condições experimentais na Tabela 3.4)	75

## NOMENCLATURA

bcc	Base de cinza constante	
bs	Base seca	
btq	Base tal e qual	
B	Fracção biodegradável de sólidos voláteis	
$C_{0i}$	Concentração mássica em condições PTN	[mg/m <sup>3</sup> PTN]
$C_i$	Concentração gás amostragem	[ppmv]
$C_{mi}$	Concentração mássica	[mg/m <sup>3</sup> ]
FAS	"free air space", porosidade livre	$m_f^3 \cdot m_r^{-3}$
Gm	Índice de crescimento	
H	Composição em humidade do material em base tal e qual	[kg <sub>H<sub>2</sub>O</sub> ·kg <sub>H</sub> <sup>-1</sup> ]
$H_{bs}$	Composição em humidade do material em base seca	[kg <sub>H<sub>2</sub>O</sub> ·kg <sub>R</sub> <sup>-1</sup> ]
HC	Composição em hidratos de carbono do material	[kg <sub>HC</sub> ·kg <sub>R</sub> <sup>-1</sup> ]
kd	Constante de velocidade de primeira ordem de decomposição de sólidos voláteis	[kg <sub>SVB</sub> ·kg <sub>sv</sub> <sup>-1</sup> ·h <sup>-1</sup> ]
M	Massa de material	[g]
$m_H$	Massa de água	[g]
$m_{SV}$	Massa de sólidos voláteis	[g]
$m_{H_2O}$	Coeficiente estequiométrico de geração de água	[kg <sub>H<sub>2</sub>O</sub> ·kg <sub>sv</sub> <sup>-1</sup> ]
$M_{molar}$	Massa Molar	[kg·kmol <sup>-1</sup> ]
$M_j, M_i$	Massa molecular do elemento j e do composto i, respectivamente, com $j = C, O, N, S, H_2$ e $i = O_2, CO_2, H_2O, NH_3, NO, CO$	[kg <sub>j</sub> ·kmol <sub>j</sub> <sup>-1</sup> ], [kg <sub>i</sub> ·kmol <sub>i</sub> <sup>-1</sup> ]
$P, P^0$	Pressão de amostragem e referência respectivamente	[Pa]
PCI	Poder Calorífico Superior	[kJ·kg <sup>-1</sup> ]
PCS	Poder Calorífico Inferior	[kJ·kg <sup>-1</sup> ]
PTN	Condições normais de pressão e temperatura (1,013.10 <sup>5</sup> Pa e 273K)	
$P_v, sat$	Pressão de vapor de saturação da água a Tar	[mmHg]
$Q_{ar}$	Caudal de arejamento	[l/min]
$Q_{aliment}$	Caudal de alimentação	[l/min]
$Q_{est.}$	Caudal de ar estequiométrico em condições PTN	[m <sup>3</sup> PTN·h <sup>-1</sup> ]
$Q_{e(i)}$	Caudal de entrada no instante i	[l/min]
$Q_{rem.}$	Caudal de ar que para remoção da água gerada	[m <sup>3</sup> PTN·h <sup>-1</sup> ]
$r_{CO_2}$	Velocidade de produção de CO <sub>2</sub>	[mg <sub>CO<sub>2</sub></sub> ·g <sub>sv</sub> <sup>-1</sup> ·h <sup>-1</sup> ]
R	Constante dos gases perfeitos	[J·mol <sup>-1</sup> ·K <sup>-1</sup> ]
SV	Composição em sólidos voláteis do material	[kg <sub>SV</sub> ·kg <sub>R</sub> <sup>-1</sup> ]
SVB <sub>0</sub> , SVB <sub>t</sub>	Massa de sólidos voláteis biodegradáveis no início do processo e no instante t, respectivamente	[kg]
T	Tempo de reacção	[h]
$T, T^0$	Temperatura de amostragem e referência, respectivamente	[K]
TR	Tempo de processamento entre o início e o instante t	[h]
V	Volume	[cm <sup>3</sup> ]
$V_{CO_2acum}$	Volume de CO <sub>2</sub> acumulado ao longo do tempo	[dm <sup>3</sup> PTN]
$V_{molar}$	Volume molar	[dm <sup>3</sup> ·mol <sup>-1</sup> ]
$w_{iR}$	Fracção mássica em base seca de um qualquer componente molecular i no material em compostagem	[kg <sub>i</sub> ·kg <sub>R</sub> <sup>-1</sup> ]

$w_{jR}, w_{jP}$	Fracção mássica do elemento $j$ no resíduo seco e no composto seco, respectivamente, com $j = C, H, O, N, S, Z$	$[kg_j \cdot kg_R^{-1}]$ , $[kg_j \cdot kg_P^{-1}]$
$w_{jS}, w_{jO}$	Fracção mássica do elemento $j$ em base seca sem cinzas no resíduo e no composto, respectivamente, com $j = C, H, O, N$	$[kg_j \cdot kg_S^{-1}]$ , $[kg_j \cdot kg_O^{-1}]$
$w_{iCC}$	Fracção mássica em base de cinza constante de um qualquer componente molecular $i$ no material em compostagem	$[kg_i \cdot kg_{CC}^{-1}]$
$W_{O_2}$	Coeficiente estequiométrico de consumo de oxigénio	$[kg_{O_2} \cdot kg_{sv}^{-1}]$
$W_{VA}$	Razão de saturação do vapor de água no ar seco	$[kg_{H_2O} \cdot kg_{ar}^{-1}]$
$w_{ZR}, w_{ZP}$	Fracção mássica de cinza no resíduo seco e no composto seco, respectivamente	$[kg_{cinza} \cdot kg_R^{-1}]$ , $[kg_{cinza} \cdot kg_P^{-1}]$
$x_l$	Fracção mássica de lenhina nos sólidos voláteis	$[kg_{lenhina} \cdot kg_{sv}^{-1}]$
$X_j$	Grau de conversão do composto $j$ , com $j = SV, HC, Proteínas, Lípidos, Fibras$	
$Y_{CO_2}$	Coeficiente de degradação de massa de sólidos voláteis por mole de $CO_2$ libertada	$[dm^3_{CO_2} \cdot g_{sv,deg}^{-1}]$
$y_{CO_2(it)}$	Fracção molar no gás de exaustão de $CO_2$ no instante $i$	$[mol_{CO_2} \cdot mol_{gás}^{-1}]$
$y_o, y_o^0$	Fracção molar de oxigénio no efluente e referência, respectivamente	$[mol_{O_2} \cdot mol_{gases}^{-1}]$
$Y_{O_2}$	Coeficiente de degradação de massa de sólidos voláteis por massa de oxigénio consumido	$[kg_{O_2} \cdot kg_{sv}^{-1}]$
$y_v$	Fracção de humidade no efluente gasoso	$[kg_{H_2O} \cdot kg_{gases}^{-1}]$
$\rho_b$	Massa específica "bulk" do material	$[kg_R \cdot m_R^{-3}]$
$\rho_r$	Massa específica real do material	$[kg_R \cdot m_R^{-3}]$
$\rho_H$	Massa específica da água	$[kg_{H_2O} \cdot m_{H_2O}^{-3}]$
$-r_{O_2}$	Velocidade de consumo de oxigénio	$[g_{O_2} \cdot kg_{sv}^{-1} h^{-1}]$
$\varepsilon'$	Rendimento do processo em base seca sem cinzas	$[kg_{sv,comp} \cdot kg_{sv,res}^{-1}]$
$\Delta t$	Intervalo de tempo	[h]
%	Percentagem mássica	
% <sub>v</sub>	Percentagem volúmica	

## ABREVIATURAS

Acum.	Acumulado
Cmp.	Composto
Coef.	Coeficiente estequiométrico
Deg.	Degradado
DL	Decreto Lei
LER	Lista Europeia de Resíduos
Res.	Resíduo

### 1. INTRODUÇÃO

A elevada produção de resíduos sólidos orgânicos pecuários do sector avícola levanta problemas quanto à sua gestão e destino final. A sua aplicação no solo tem sido a solução mais corrente para estes resíduos, contudo este procedimento tem inerentes alguns riscos de contaminação da água, atmosfera e solo, pois a capacidade limite de auto-depuração do meio receptor pode ser ultrapassada. Torna-se então pertinente desenvolver técnicas para diminuir a deposição directa de resíduos no solo e favorecer processos de valorização material e energética desses resíduos.

O resíduo dos aviários, rico em matéria orgânica, por um lado, apresenta uma concentração em nutrientes que justifica a sua valorização orgânica, em que se procede à estabilização química e biológica dos seus compostos orgânicos com vista a uma posterior aplicação no solo, e, por outro lado, possui um poder calorífico atraente para a valorização energética.<sup>57</sup> A cama de aviário é um tipo de biomassa combustível, com poder calorífico que varia entre 9 a 13,5 MJ/kg (bs).<sup>50</sup>

A biomassa pode exercer um papel importante na produção de energia, pois é considerado um recurso renovável e neutro do ponto de vista do balanço global de CO<sub>2</sub> na atmosfera, uma vez garantida uma gestão sustentável dos recursos de biomassa. A combustão de biomassa sólida tem bastante potencial na produção combinada de electricidade e calor, nomeadamente através da tecnologia de leito fluidizado, a qual apresenta algumas vantagens no que respeita a condições operatórias e flexibilidade de combustível.<sup>54</sup> No entanto, o elevado teor do resíduo de aviário em azoto amoniacal pode acarretar alguns problemas operacionais, nomeadamente emissões elevadas de compostos de azoto (por exemplo NO<sub>x</sub>) durante a combustão.

O estudo da compostagem como estratégia de tratamento com o objectivo de valorização (material e energética) e deposição ambientalmente correcta deste tipo de resíduos é o principal objectivo deste trabalho. Pretendeu-se também conhecer a distribuição do azoto amoniacal pelas fases sólida, líquida e gasosa, durante o processo de compostagem do resíduo de aviário e avaliar em que medida a estabilização biológica do resíduo poderá diminuir a emissão de óxidos de azoto no processo de combustão do resíduo.

### 1.1 SECTOR AVÍCOLA

#### 1.1.1 Caracterização

O crescimento do sector avícola ligado à produção de frango durante a década de 90 fez com que o mercado nacional se tornasse auto-suficiente, situação que ainda se mantém praticamente inalterada, com uma taxa de auto-suficiência que nos últimos anos tem andado á volta dos 99%.<sup>19</sup>

Portugal está entre os países europeus que mais consomem carne de frango, com um consumo per capita superior aos 24 kg/hab/ano, quando a média europeia ronda os 22 kg/hab/ano. Segundo os últimos dados disponíveis, a produção nacional de carne de frango em 2002 atingiu as 229 721 toneladas.<sup>19</sup>

A região da Beira Litoral alberga cerca de 1200 aviários de produção de frangos e 450 aviários de galinhas poedeiras e nela estão implantados a maioria dos aviários de multiplicação, razões pelas quais ostenta um peso apreciável no universo da avicultura nacional.<sup>19</sup>

A maioria dos avicultores dedica-se à criação intensiva de “*broilers*”, dito frango industrial, utilizando estirpes de crescimento rápido, cujo abate ocorre entre os 35 e os 42 dias. Tais performances são estimulantes para o avicultor, pois permitem-lhe realizar cerca de 6 criações/ano, em função das necessidades do mercado.

Num aviário, em média, vivem entre 48 e 60 frangos por cada 4m<sup>2</sup>, a sua alimentação é essencialmente ração à base de cereais (milho, bagaço de soja e amendoim) e de suplementos proteicos, o seu peso médio é de 2,400 kg e o preço médio de venda é de 1,5 €/kg.<sup>36</sup>

Nos últimos anos muitos avicultores optaram por apostar na avicultura dita “diversificada”, tentando fugir a um mercado incerto e muitas vezes excedentário de frangos, ovos ou perus.<sup>19</sup>

Nesse sentido, e à mercê dos apoios financeiros concedidos, na região da Beira Litoral instalaram-se nos últimos tempos dezenas de aviários dedicados à criação extensiva do chamado “frango do campo”, ou “*label*”, o qual representa já um certo peso específico no ramo desta actividade avícola. Com este incremento na produção de frango do campo promoveu-se a oferta ao consumidor de uma carne de frango diferente, mais saborosa e rotulada de mais “saudável”, visto ser produzida com requisitos próximos da produção “biológica”.<sup>19</sup>

É de salientar também que nesta região estão implantados um número razoável de “aviários de recria”, vocacionados concretamente para a produção de pintos destinados a

feiras, mercados e venda directa. Esta produção acaba por representar cerca de 20% dos pintos produzidos no país.<sup>19</sup>

### **1.1.2. Resíduo de aviário**

#### **1.1.2.1. Características**

Cama-de-aviário é o nome dado aos resíduos recolhidos das instalações de criação de aves.<sup>71</sup> Esses resíduos são constituídos, essencialmente, por uma mistura de dejectos das aves, cama dos animais, resíduos da alimentação, penas, material do piso do aviário e restos dos produtos administrados às aves no período de criação e, principalmente, aqueles do período pré-abate do último lote nela criado.<sup>37</sup>

O material absorvente é bastante variável, sendo os mais comuns a serradura ou aparas de madeira, a casca de arroz, casca de amendoim, palha, sabugo de milho picado, entre outros.<sup>71</sup> A composição do resíduo varia de aviário para aviário, consoante a quantidade e o tipo de materiais utilizados como substrato para a formação da cama de aviário, tornando-se, por isso, importante fazer uma caracterização do resíduo antes de o utilizar num processo de reciclagem ou valorização.

É de um modo geral um resíduo que apresenta uma cor acastanhada, uma humidade na ordem dos 40-50%, uma textura heterogénea e um intenso odor a amónia, como principais características.<sup>24</sup>

O azoto está presente em diversas formas na cama de aviário e é constantemente transformado pela actividade microbiológica e por mudanças na temperatura, pH, humidade e concentração de oxigénio.

#### **1.1.2.2. Produção**

O peso médio das aves para abate é de 2,4kg, as quais têm uma conversão alimentar (massa alimento/massa adquirida) de 2,1kg/kg, e idade de abate de 42 dias. A partir desses valores pode-se estimar a quantidade de dejectos produzidos por uma ave, que é de cerca de 1,1kg por kg de ave, ou seja, aves com 2,4kg de peso médio produziram 2,6kg de dejectos/ave, isto sem considerar a cama de aviário, que representa cerca de 0,5kg/ave. Isto dá em média um total de 3,1kg de resíduo de aviário/ave.<sup>50</sup>

### **1.2. COMPOSTAGEM**

As crescentes exigências quanto à defesa da qualidade do ambiente impõem que se proceda ao tratamento dos resíduos e efluentes orgânicos provenientes de diversas



actividades, nomeadamente no domínio da produção intensiva de alimentos, quer de natureza vegetal quer animal.<sup>73</sup> Por este motivo, é necessário, e nalguns casos obrigatório, de acordo com a legislação já existente, que se proceda ao tratamento destes subprodutos, com a finalidade de diminuir, ou mesmo eliminar, a sua carga poluente.<sup>73</sup> Pois cresce, no mundo todo, a preocupação em relação a possíveis contaminações pela deposição desses dejectos no solo. Não se sabe precisamente a quantidade de resíduos que um solo pode absorver, mas numa coisa a comunidade científica é unânime: em excesso, esses elementos irão contaminar o solo e a água.<sup>71</sup> O excesso de nutrientes presente nos resíduos de origem animal pode também ser arrastado para os rios e lagos e ser considerado como uma fonte não pontual de poluição.<sup>59</sup>

Por outro lado, os resíduos orgânicos, por si só, não podem servir de substrato para as plantas, necessitam sofrer modificações de ordem física e química. Os agentes dessa transformação são fundamentalmente de natureza biológica. Podem ser manipulados para permitir uma alteração correcta dos materiais orgânicos, no sentido de proporcionar um produto final estável e nutritivamente enriquecido, capaz de ser utilizado com vantagem pelas plantas. A esse processo dá-se o nome de compostagem.<sup>32</sup>

Os benefícios da matéria orgânica do solo na produtividade das culturas são reconhecidos pelos agricultores desde tempos imemoriais.<sup>32</sup> No entanto, o interesse pela compostagem de resíduos orgânicos despertou, na última década, principalmente pelo surgimento da agricultura biológica, em que o cultivo de plantas é feito sem o uso de adubos químicos ou agrotóxicos. Várias fontes de resíduos, como, por exemplo, a cama-de-aviário, são citadas na literatura como materiais adequados para serem transformados em fertilizantes orgânicos.<sup>55</sup>

O resíduo de aviário possui grandes quantidades de azoto orgânico. Do azoto presente no resíduo fresco, 60-80% está na forma orgânica. Dependendo das condições ambientais, uma grande percentagem deste azoto orgânico é convertida em amónia no prazo dum ano. A amónia existe na forma de gás ( $\text{NH}_3$ ) ou na forma de ião ( $\text{NH}_4^+$ ), que é solúvel em água. O gás pode ser perdido para a atmosfera, enquanto que o ião pode ser transformado pelos microorganismos em nitrato e absorvido pelas plantas ou arrastado pela água.<sup>24</sup>

### 1.2.1. Definição

O termo compostagem é associado ao processo de tratamento e valorização de resíduos orgânicos sólidos e semi-sólidos. De acordo com o Dicionário de Língua Portuguesa<sup>10</sup>, a compostagem é o processo biológico através do qual a matéria orgânica constituinte do

lixo é transformada, pela acção de microrganismos existentes no próprio lixo, em material estável, denominado de composto orgânico (húmus).<sup>74</sup>

A compostagem é então um processo aeróbio de oxidação biológica da matéria orgânica facilmente degradável. Esta decomposição é levada a cabo por um diversificado conjunto de microrganismos, fundamentalmente bactérias e fungos, em condições adequadas, nomeadamente, de oxigénio, humidade e nutrientes, em que a matéria orgânica é parcialmente mineralizada e humificada pelo oxigénio do ar, resultando a libertação de dióxido de carbono, de vapor de água, de energia e a acumulação de calor. O desenvolvimento de temperaturas termofílicas (acima de 40°C), que resultam da produção biológica de calor, é o aspecto mais relevante do processo de compostagem.<sup>32,74</sup>

Deste processo de tratamento de resíduos resulta a produção de um produto estável, higienizado, designado por composto orgânico, isento de microrganismos patogénicos e sementes de plantas, com elevado valor fertilizante, que pode ser aplicado ou comercializado como correctivo ou fertilizante orgânico, com benefícios, para o solo e para a produção vegetal.<sup>32,49,73,74</sup>

### **1.2.2. Vantagens**

O processo de compostagem é uma forma de reciclagem orgânica de resíduos. Este processo, tem como vantagens:

- diminuição do peso e volume de resíduos na ordem dos 20 – 40%;
- processo tecnologicamente simples;
- redução da necessidade de espaço em aterro para deposição dos resíduos;
- redução da formação de lixiviados líquidos e purgas gasosas em aterro, que requerem tratamento;
- diminuição ou eliminação da carga poluente dos resíduos;
- destruição da viabilidade das sementes de infestantes e dos microrganismos patogénicos, através da elevação da temperatura e de antagonismos microbianos;
- redução e estabilização da matéria orgânica;
- produção de um composto que pode ser usado como condicionador de solos ou para outros fins;
- obtenção de um composto cuja concentração de nutrientes e micronutrientes por unidade de volume é maior que no resíduo, pois este tipo de resíduo, apesar de possuir grandes quantidades de nutrientes, estes não se encontram nas quantidades que o solo necessita;

- recuperação de matéria orgânica em formato humidificado com elevado poder tampão e grande capacidade de troca iônica, que permite desenvolver e manter uma estrutura do solo que facilite o arejamento das raízes.<sup>32,74</sup>

O composto final, de menor volume e estabilizado pode: ser depositado em aterro sanitário; pode ser também, como já referido, utilizado como condicionador de solo, pois na fase de maturação ou humificação o composto atinge o auge de suas propriedades benéficas ao solo e às plantas e por ser um composto estabilizado evita fenômenos de competição e de fitotoxicidade. Isso é resultado de um longo período de decomposição e, consequente produção de húmus e sais minerais nutrientes para as plantas, apresentando boas propriedades físicas, químicas e físico-químicas. Este produto pode ainda ser utilizado para valorização energética.<sup>32,74</sup>

Em comparação com outros sistemas de tratamento, é necessária uma pequena quantidade de energia externa ou, em alguns casos, mesmo nenhuma.

### 1.2.3. Desvantagens

Os aspectos que limitam esta técnica de tratamento de resíduos são de três tipos: existência reduzida de mercado para os produtos, baixa redução de volume e libertação de odores.

A colocação dos produtos no mercado é sem dúvida o aspecto de natureza mais incerta. O produto principal (composto) tem aceitação muito diversa. Só a recolha na origem da fracção orgânica putrescível garante um composto com qualidade adequada sob o ponto de vista das contaminações e, assim, assegura o seu mercado.<sup>32</sup>

A redução de volume é relativamente pequena (da ordem de 20 - 40%), em particular quando comparada com a incineração, o que tem implicação ao nível do destino a dar aos restantes 80 - 60%. Contudo, se se considerar a compostagem como um processo produtivo (produção dum bem comercializável: composto), então a pequena redução de volume é, antes pelo contrário, um aspecto positivo, dado que as receitas são directamente proporcionais à quantidade produzida.<sup>32</sup>

A aplicação de composto mal maturado, ou de composto resultante de resíduos contaminados, pode ocasionar também problemas de fitotoxicidade e mesmo de saúde pública.<sup>32</sup>

Finalmente, a presença de odores é inevitável, tanto os odores libertados pelas pilhas em compostagem, como os que resultam da eventual degradação anaeróbia, quando existe humidade em demasia ou carência de oxigénio, e os que são emitidos durante o

processo de revolvimento. Há ainda o problema dos vectores de propagação e as escorrências.

No entanto, existem já soluções técnicas para controlo dos odores, ainda que elas se reflectam necessariamente nos custos finais. A medida primária que deve tomar-se no sentido de minorar a formação de odores é a de prevenção, ou seja, realizar a compostagem nas condições tecnológicas optimizadas.

### **1.2.4. Caracterização do processo**

#### **1.2.4.1. Fases do processo**

As reacções de compostagem de resíduos sólidos são muito complexas mas ocorrem espontaneamente na Natureza, como, por exemplo, durante a formação do estrume a partir da cama dos animais ou durante a decomposição de restos vegetais. Em termos gerais, é possível distinguir três fases que se dão consecutivamente: hidrolítica, termofílica e maturação.<sup>32</sup>

##### **Fase hidrolítica**

A fase hidrolítica, em que ocorre a hidrólise de macromoléculas através de enzimas extracelulares com formação de açúcares solúveis, aminoácidos, ácidos gordos, dura os primeiros 2 a 3 dias, a temperaturas próximas do ambiente e de forma facultativa relativamente à presença de oxigénio.<sup>32</sup>

##### **Fase termofílica**

A fase termofílica, em que ocorre a assimilação das formas solubilizadas, dando origem a um intenso fenómeno de metabolismo e crescimento biológico com formação de CO<sub>2</sub> e H<sub>2</sub>O e libertação de calor, idealmente, deve desenrolar-se entre 55 a 65°C. No entanto, pode atingir mais de 70°C e dura alguns dias, dependendo da temperatura.<sup>32</sup> Com temperaturas acima de 55°C, muitos dos microrganismos patogénicos e das sementes de infestantes são destruídos. Acima dos 65 °C são destruídos a maioria dos microrganismos, incluindo aqueles que são responsáveis pela decomposição.<sup>74</sup>

##### **Fase de maturação**

A fase de maturação é aquela em que ocorre a degradação da matéria orgânica residual mais refractária, a começar pela celulose e a terminar na lenhina, as perdas de calor excedem a energia que é gerada, pelo que a temperatura decresce ao longo do tempo, dura um a dois meses.<sup>32</sup>

### 1.2.4.2. Factores que influenciam o processo

São vários os factores operacionais que afectam o desenvolvimento da compostagem e que deverão ser mantidos entre certos limites para que o processo decorra em condições favoráveis.

#### **Temperatura**

A temperatura é um factor muito importante por uma questão de velocidade de reacção química e para determinar se a operação de compostagem se processa como desejável. Cada substrato tem uma gama de temperatura óptima, que se situa entre 50-60°C, abaixo da qual a reacção é demasiado lenta e acima da qual há esporulação e redução da biodiversidade microbiológica bem como a libertação de odores indesejáveis.<sup>32</sup>

Para conseguir estabilizar a temperatura dentro da gama desejada, o calor produzido por oxidação microbiológica tem que ser parcialmente removido, o que ocorre essencialmente por arejamento controlado.<sup>32</sup> A generalidade dos processos de compostagem é de natureza termofílica e isso tem como vantagem o facto de as temperaturas elevadas proporcionarem um processo de decomposição mais acelerado. A elevação de temperatura é o resultado de actividade respiratória muito intensa, por parte dos microorganismos.<sup>32</sup>

#### **Humidade**

Um teor de humidade de 50 a 60% é considerado indicado para a compostagem. Abaixo de 35-40% de humidade, a decomposição da matéria orgânica é fortemente reduzida e, abaixo de 30% de humidade, praticamente é interrompida. O limite superior depende do material e do tamanho das partículas, sendo frequentemente considerado entre valores de 55 e 60% de humidade. Uma humidade superior a 65% retarda a decomposição e produz maus odores em zonas de anaerobiose localizadas no interior da pilha de compostagem, para além de permitir a lixiviação de nutrientes.<sup>74</sup>

Durante a compostagem, a água promove o meio onde, as reacções químicas têm lugar, onde os nutrientes são transportados e onde os microorganismos se movem. A falta de água retarda o processo, com demasiada água na pilha a disponibilidade de oxigénio torna-se limitada, o que limita a actividade dos microorganismos que necessitam de oxigénio e os microorganismos anaeróbios passam a dominar.<sup>58</sup>

### **Relação C/N**

Dos muitos átomos que os microrganismos necessitam para proceder à compostagem, o carbono e o azoto são os mais importantes.

O carbono, para além de fonte de energia para a actividade microbiana, representa uma grande parte da massa das células microbianas. O azoto é essencial para a composição das proteínas, e estas representam grande parte da biomassa microbiana. Logo, o rápido crescimento dos microrganismos depende da disponibilidade de azoto e carbono.<sup>74</sup>

Os microrganismos aeróbios usam 15 a 30 gramas de carbono por cada grama de azoto, daí que se recomende uma relação C/N de cerca de 30 ou menos, para que a compostagem decorra rapidamente.

Apesar da relação C/N=30 ser desejável para o processo de compostagem, esta relação poderá variar em função das características específicas dos materiais utilizados para compostar, designadamente da disponibilidade do carbono desses materiais para o ataque microbiano. Acima de C/N=30, o crescimento dos microrganismos é retardado pela falta de Azoto. Para C/N<30, o excesso de azoto acelera o processo de decomposição e cria áreas anaeróbias no sistema, esse excesso de azoto é perdido para atmosfera na forma gasosa (NH<sub>3</sub>).<sup>55,74</sup>

### **Oxigénio e arejamento**

O arejamento da pilha favorece a oxigenação, mantendo as condições de aerobiose, a secagem e o arrefecimento no seu interior. Isto é, fornece o oxigénio para a actividade biológica, remove humidade da massa em compostagem e remove calor, diminuindo a temperatura da massa em compostagem.<sup>74</sup>

O oxigénio é um elemento necessário para o metabolismo e para a respiração dos microrganismos aeróbios, assim como para a oxidação das moléculas orgânicas presentes nos resíduos. Se se esgotar a disponibilidade em oxigénio, o processo de compostagem torna-se anaeróbio, mais lento, produzindo-se gases com odor desagradável e compostos tóxicos.<sup>32</sup> A falta de oxigénio causa o ambiente redutor, resultando compostos incompletamente oxidados.<sup>74</sup>

Assim, a concentração de oxigénio no interior da massa em compostagem deve manter-se acima de 5% mas não ultrapassar 15% para evitar perdas de calor. Abaixo de 10% de oxigénio, este elemento poderá ser limitante. Quando o oxigénio desce dos 5%, criam-se zonas de anaerobiose.<sup>32,74</sup>

### pH

No início do processo o pH decresce até valores de, aproximadamente, 5, e, posteriormente, aumenta gradualmente com a evolução do processo de compostagem e estabilização do composto, alcançando, finalmente, valores entre 7 e 8. Assim, valores baixos de pH são indicativos de falta de maturação, devido à curta duração do processo ou à ocorrência de processos anaeróbios no interior da pilha em compostagem.<sup>32</sup>

#### 1.2.5. Gases

O dióxido de carbono, o vapor de água e a amónia são os principais subprodutos gasosos do processo de compostagem. O dióxido de carbono é um gás fortemente associado ao efeito de estufa<sup>25</sup>, a sua produção resulta principalmente da oxidação dos compostos de carbono facilmente degradáveis e depende da natureza dos substratos, oxigénio, humidade e da actividade dos microorganismos.<sup>36</sup> A amónia é um subproduto intermédio da degradação das proteínas, em que os microorganismos convertem o azoto em amónia. Este é um gás incolor e irritante e, teoricamente, o olfacto humano não detecta a sua presença em níveis abaixo de 20 ppm.<sup>8,25</sup>

Tanto o CO<sub>2</sub> como o NH<sub>3</sub> são emitidos em maior quantidade durante a fase termofílica.

A Amónia é parcialmente responsável pelos problemas de odores comuns no processo de compostagem, podendo mesmo ter impactos na saúde humana.<sup>25</sup> Essa liberação, além de diminuir o teor em azoto do composto, pode contribuir para a poluição do ar, acidificação das chuvas e do ambiente e formação de aerossóis, sendo este processo de perda de azoto crítico, condicionando o potencial fertilizante do composto final.<sup>36</sup> A liberação de amónia torna-se mais provável quando o teor em azoto do resíduo é superior a 2,4%, pois a quantidade que excede o necessário para os microorganismos incorporarem na sua massa celular será libertada na forma de NH<sub>3</sub>.<sup>8</sup>

A volatilização da amónia é a principal forma de perda de azoto durante a compostagem. Quando a pilha é construída, a partilha do azoto amoniacal consiste nos iões amónio presentes inicialmente na solução e esses iões têm origem na mineralização dos compostos azotados facilmente degradáveis, dependendo estes da microflora inicialmente presente e também da hidrólise da ureia. Na pilha, o ião amónio pode ficar em solução ou ser absorvido pela matéria orgânica.

Na partilha do amónio, três fluxos de consumo são dinamicamente dependentes do carbono: nitrificação, imobilização pela biomassa microbiológica e volatilização.

A nitrificação é condicionada pela presença de oxigénio e carbono disponível e as bactérias nitrificantes são sensíveis à temperatura. Nas condições iniciais do processo de

compostagem as altas temperaturas e o  $\text{CO}_2$  produzido evitam a nitrificação. Contudo, nas camadas mais externas da pilha, que secam mais rapidamente e possuem temperaturas mais baixas, podem ser produzidos nitritos e nitratos, os quais, são, provavelmente, assimilados rapidamente. Por isso, as baixas taxas de nitrificação e desnitrificação conduzem a baixas emissões de  $\text{N}_2\text{O}$  e previnem a acumulação de nitratos durante os dois primeiros meses de compostagem.<sup>36</sup>

A imobilização do ião amónio depende da biodegradabilidade do carbono presente e da actividade da flora microbológica. A pequena quantidade de amónio presente no produto final confirma que a imobilização é provavelmente o fluxo principal. Para razões C/N semelhantes, maior quantidade de carbono biodegradável reduz as emissões de amónia, implicando a imobilização activa do amónio pela biomassa microbológica, removido assim da volatilização. Menor quantidade de carbono biodegradável aumenta a emissão de  $\text{NH}_3$ , o que significa uma menor imobilização pela biomassa. Contudo, a razão C/N não é suficiente para explicar a imobilização do azoto durante o processo de compostagem de dejectos de animais.<sup>36</sup>

Portanto, o fluxo de volatilização da amónia está relacionado com o azoto biodegradável presente e produzido e com os dois fluxos de remoção, nomeadamente, nitrificação e imobilização, os quais dependem não só da razão C/N mas também da biodegradabilidade do carbono e da adaptação da flora ao substrato.<sup>36</sup>

A emissão de  $\text{NH}_3$  para a atmosfera é, além de mais, governada por condições físico-químicas, produzidas pela transformação da matéria orgânica.

Com o aumento da temperatura, o equilíbrio  $\text{NH}_4^+:\text{NH}_3$  desloca-se para  $\text{NH}_{3(\text{aq})}$ , o equilíbrio  $\text{NH}_{3(\text{aq})}:\text{NH}_{3(\text{g})}$  desloca-se para  $\text{NH}_{3(\text{g})}$  e a transferência de  $\text{NH}_3$  para a atmosfera aumenta. O pH baixo também desloca o equilíbrio  $\text{NH}_4^+:\text{NH}_3$  para mais  $\text{NH}_{3(\text{aq})}$ . Isto é condicionado não só pela dinâmica da degradação da matéria orgânica (a produção de bases  $\text{NH}_4^+$  e ácidos orgânicos pode conduzir ao aumento ou diminuição de pH) mas também pelas emissões de  $\text{NH}_3$  e  $\text{CO}_2$ . A emissão de  $\text{NH}_3$  liberta iões  $\text{H}^+$ , os quais podem ser fixados pelos carbonatos para produzir  $\text{CO}_2$ . A rápida degradação ácida conduz também ao aumento do pH, contudo, a dinâmica do pH em compostagem é muito complexa e variável pois ambos os parâmetros (T e pH) influenciam e dependem das emissões.<sup>36</sup>

### 1.3. UTILIZAÇÃO DO COMPOSTO

Define-se composto como sendo o produto estabilizado, rico em compostos húmicos e resultante de um conjunto de transformações microbológicas, na presença de oxigénio,



de misturas de resíduos orgânicos de natureza vegetal e animal como palhas e outros resíduos das culturas, matos, resíduos sólidos urbanos, lamas de depuração, estrumes, etc.<sup>72</sup>

Numa análise dum composto deve constar o teor em humidade, em matéria orgânica e em inertes. Para aplicações agrícolas, devem ser analisados também os teores em metais pesados tóxicos, a biodisponibilidade em nutrientes e a fitotoxicidade.<sup>32</sup>

### **1.3.1. Aplicação no solo**

As plantas, para se desenvolverem adequadamente, necessitam de ter à sua disposição quantidades apropriadas de nutrientes. Quando os solos não têm a capacidade de fornecer às plantas esses nutrientes que elas necessitam, de uma forma equilibrada, pode recorrer-se à utilização de fertilizantes químicos e/ou de compostos.

Uma boa parte dos fertilizantes químicos aplicados no solo são arrastados por lixiviação, sendo por isso de acção pouco duradoura no tempo. Por outro lado, o composto fornece a matéria orgânica fundamental para o melhoramento ou manutenção das características físicas, químicas e biológicas do solo, aumentando o arejamento e a retenção de humidade, melhorando a estrutura do solo, reduzindo a plasticidade e a coesão, aumentando a capacidade de retenção de água e o arejamento, o que facilita a sobrevivência do coberto vegetal nos períodos de seca. Quimicamente, a matéria orgânica húmica é a principal fonte de nutrientes essenciais às plantas, pois, para além de actuar indirectamente na disponibilidade dos mesmos, devido à elevação do pH, aumenta a capacidade de retenção dos nutrientes, evitando perdas por lixiviação, ao mesmo tempo que solubiliza sais minerais inorgânicos, tornando-os mais acessíveis. Biologicamente, a matéria orgânica acelera a actividade biológica essencial ao crescimento das raízes.<sup>32,42</sup>

#### **1.3.1.1. Tipos de composto**

Definem-se os compostos em função de indicadores de qualidade e fixam-se os critérios para a sua utilização no solo bem como as restrições convenientes para evitar efeitos indesejáveis para o solo, plantas, animais e seres humanos.

São potencialmente passíveis de processamento, para produzir compostos destinados à agricultura ou à regeneração de áreas degradadas, os resíduos cujas características (teor de matéria orgânica, biodegradabilidade, carga em metais pesados, micropoluentes orgânicos e agentes patogénicos, etc.) os tornem apropriados para o efeito. Estes

resíduos encontram-se, genericamente, com maior ou menor grau de contaminação, entre resíduos de origem agro-florestal, industrial e urbana.

Estabelecem-se três tipos de composto, integrando-se:

- no composto corrente, os compostos de qualidade mínima obrigatória;
- no composto ecológico, os compostos que satisfazem os actuais critérios ecológicos para atribuição do rótulo ecológico comunitário;
- no composto biológico, os compostos que podem ser utilizados no modo de produção biológica.<sup>74</sup>

### **Composto corrente**

Os compostos de origem agro-florestal, industrial ou urbana, com qualidade mínima obrigatória, destinados à utilização generalizada na agricultura, deverão obedecer aos seguintes requisitos:

- Teor de humidade: inferior a 40%;
- Granulometria: 99% do material deverá passar por um crivo (de malha quadrada) de 20mm;
- Teor de matéria orgânica total, reportado ao peso seco, dos compostos para utilização generalizada na agricultura, deverá ser superior a 30%.
- pH do composto deverá situar-se entre 5,5 e 8,5;
- Condutividade eléctrica não deverá ultrapassar 2mS/cm (a 25°C), quando o mesmo se destinar à utilização como constituinte de suportes de culturas;
- Número de sementes ou propágulos no composto, tal como é comercializado, não deverá exceder 3 unidades por litro.

Poderão utilizar-se compostos com uma granulometria superior à especificada, se os mesmos se destinarem a “*mulching*” ou ao controlo de fenómenos de erosão.

Os compostos frescos e semi-maturados podem ser utilizados em solos destinados a culturas arbóreas e arbustivas (vinha, olival, pomares, etc.), culturas arvenses, pastagens, floricultura, horticultura, relvados, etc, desde que a distribuição e incorporação sejam efectuadas pelo menos 4 e 3 semanas, respectivamente, antes da sementeira ou plantação.

Para que os compostos maturados possam ser utilizados como constituinte de suportes de culturas é necessário que, no teste de fitotoxicidade, a produção de biomassa de cevada nos vasos contendo 50%<sub>v</sub> de composto e 50%<sub>v</sub> de turfa ultrapasse 90% da produção nos vasos contendo turfa calada e fertilizada.

É permitida a utilização de materiais compostados com uma carga em metais pesados superior à especificada para o composto corrente, desde que os mesmos não sejam aplicados em solos onde se pretenda implantar culturas destinadas à alimentação humana e animal. Para este tipo de utilizações estabelece-se uma concentração máxima de metais pesados nestes compostos duas vezes superior à indicada para o composto corrente bem como um teor de matéria orgânica superior a 20% e uma carga de materiais inertes antropogénicos (de granulometria superior a 2mm) inferior a 3% (em massa), valores estes reportados à matéria seca. As quantidades destes materiais, aplicadas ao solo em cada período de 10 anos, não deverão ultrapassar 200 t/ha (massa fresca).<sup>74</sup>

### **Composto ecológico**

A Decisão da Comissão n.º 2001/688/CE, revogada pela Decisão 2006/799/CE de 3 de Novembro de 2006, a qual é a vigente e vigora até 2 de Novembro de 2010, estabelece os critérios ecológicos para atribuição do rótulo ecológico comunitário (REC) aos correctivos de solos, que se destina a promover a utilização e reutilização de matéria orgânica derivada da recolha e transformação de materiais residuais, contribuindo assim para a redução do volume de resíduos sólidos, e promover a redução dos danos ou riscos para o ambiente decorrentes dos metais pesados e nutrientes contidos nos produtos a comercializar e a aplicar como correctores de solos. A atribuição do REC está regulamentada, a nível nacional, pelo Despacho Conjunto nº 15512/2006 de 28 de Junho de 2006.

Com base na Decisão da Comissão Europeia, definem-se os correctivos como produtos de origem animal e/ou vegetal que actuam na melhoria da nutrição das plantas de modo essencialmente indirecto, através da melhoria das propriedades físicas, químicas e biológicas dos solos, modificando a reacção do solo (pH), o teor de matéria orgânica, as suas características físicas, etc.

Embora as substâncias utilizadas como correctivos tenham quase sempre elementos nutritivos, que podem ter algum efeito directo sobre a nutrição das plantas, a sua principal acção é exercida na melhoria da fertilidade dos solos.<sup>73</sup>

Um composto apenas será elegível para a atribuição do REC se o seu teor de matéria orgânica decorrer da transformação e/ou reutilização de resíduos (como definido pela Directiva 75/442/CEE do Conselho, de 15 de Julho de 1975, relativa aos resíduos, alterada pela Directiva 91/156/CEE do Conselho, de 18 de Março de 1991).

Para que lhe seja atribuído um rótulo ecológico, o correctivo de solos ou o suporte de cultura deve satisfazer, entre outros, os critérios seguintes:

- Os produtos não devem conter lamas de depuração;
- Os produtos não devem incluir cascas que tenham sido tratadas com pesticidas;
- O produto final (com granulometria superior a 2 mm) deve conter um teor de vidro, metal e plástico inferior a 0,5 %, em relação à matéria seca;
- A concentração de azoto no produto não deve ultrapassar 3 % em N total (de matéria seca) e o azoto inorgânico não deve exceder 20 % do N total (ou N orgânico  $\geq 80$  %);
- Quando utilizado na dose de aplicação recomendada nas informações fornecidas com o produto, o mesmo não deve exceder cargas máximas de nutrientes de 17 g/m<sup>2</sup> de azoto total, 10 g/m<sup>2</sup> de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>, 20 g/m<sup>2</sup> de K<sub>2</sub>O;
- Os produtos devem ser fornecidos sob uma forma sólida e conter, pelo menos, 25 % em massa, de matéria seca, e 20 % de matéria orgânica, em relação à matéria seca;
- No produto final, o conteúdo de sementes de infestantes ou de partes de infestantes agressivas capazes de reprodução vegetativa não deve exceder 2 unidades por litro.

Critérios adicionais especificamente aplicáveis aos suportes de cultura:

- A parte orgânica do produto deve ser exclusivamente composta por correctivos de solos que satisfaçam os requisitos estabelecidos na presente decisão. Podem ser acrescentados componentes minerais, por exemplo, areia, argila, etc., para melhorar as propriedades físicas e químicas gerais;
- Uma composição que não origine odores desagradáveis depois da sua aplicação no solo;
- Uma composição que não origine efeitos negativos na germinação das plantas ou no seu crescimento posterior;
- Rotulagem genérica que forneça a entidade responsável pela comercialização do produto, o tipo de produto incluindo a frase corrector de solos e as condições recomendadas para armazenagem;
- Os produtos não devem conter turfa ou produtos derivados de turfa;
- A condutividade eléctrica dos produtos não deve exceder 1,5 mS/cm.<sup>65</sup>

No entanto a dose de aplicação dos correctivos ao solo deverá ter em conta o teor e a disponibilidade de nutrientes presentes no correctivo de solos, a fim de não exceder as cargas máximas de nutrientes por metro quadrado impostas pela Decisão.

### **Composto biológico**

O Regulamento (CEE) n.º 2092/91 do Conselho de 24 de Junho, que estabelece os princípios do modo de produção biológica de produtos agrícolas, estabelece que só poderão ser utilizados como fertilizantes e correctivos dos solos os produtos constituídos por substâncias enumeradas no seu anexo II. Entre estas substâncias, poderão ser utilizadas na produção do composto biológico, estrume de animais e de aves de capoeira, chorume ou urina, palha, resíduos domésticos orgânicos, detritos vegetais, produtos animais transformados, subprodutos orgânicos de alimentos e de indústrias têxteis, algas e produtos à base de algas, serradura cascas e desperdícios de madeira, rocha fosfatada natural, argila.<sup>70</sup>

Outros regulamentos surgem posteriormente, introduzindo a necessidade do reconhecimento pelo organismo de controlo e da autorização excepcional e temporária sobre a utilização de algumas substâncias exteriores às explorações, porque o agricultor biológico tem de dar prioridade às práticas culturais com produtos e recursos da própria exploração.<sup>70</sup>

Entre as restrições à utilização das substâncias referidas no anexo II do Regulamento (CEE) n.º 2092/91, destacam-se as seguintes:

- Os estrumes não podem ser provenientes da pecuária intensiva sem terra;
- Os estrumes secos e os excrementos de aves de capoeira não podem ser provenientes da pecuária sem terra;
- Os excrementos líquidos dos animais (chorume e urina) não podem ser provenientes da pecuária sem terra;
- Os resíduos domésticos orgânicos têm de ser separados na origem e com um sistema de recolha fechado e controlado pelo estado-membro e só podem ser utilizados por um período de tempo limitado;
- Entre os produtos de origem animal, desde que autorizados pela entidade de controlo, podem utilizar-se as seguintes farinhas: sangue, cascos, chifres, ossos, peixe, carne e penas;
- Pode ser utilizada farinha de bagaço de oleaginosas, casca de cacau e radículas de malte;
- Podem utilizar-se algas e produtos de algas, desde que sejam obtidos directamente por processos físicos, por extracção com água ou soluções aquosas, ou por fermentação;
- A serradura, as aparas de madeira e os compostos de casca de árvore não podem ter sofrido tratamento químico após o abate;
- O fosfato natural moído não pode ultrapassar um teor de cádmio de 90 mg/kg;

- Vinhaça e extractos de vinhaça podem ser utilizados com excepção das vinhaças amoniacaais.

### 1.3.1.2. O nutriente azoto

O azoto é um dos nutrientes essenciais mais importantes para o crescimento das plantas, sendo, para a maioria dos solos e culturas, um dos principais elementos limitantes ao seu desenvolvimento. No entanto, pelos efeitos mais visíveis com que, geralmente, a sua acção se manifesta, é o nutriente que, com mais frequência, tende a ser utilizado em excesso. Por outro lado, o azoto possui um grande dinamismo no solo, característica essa que lhe dá uma forte capacidade de poluição das linhas de água e das águas subterrâneas, pois todas as formas em que o azoto pode ser aplicado no solo acabam por se transformar em nitratos, que são facilmente arrastados pelas águas de lixiviação.

Os problemas de poluição causados por fertilizantes reflectem-se, essencialmente, sobre o ambiente, sobre a saúde humana, sobre a qualidade dos produtos agrícolas, sobre os solos e águas naturais.

Em relação ao ambiente, a poluição das águas com nitratos é muito difícil de eliminar, assumindo particular significado o facto dos nitratos provocarem o crescimento excessivo de plantas, em meios onde são indesejáveis, nomeadamente, em rios e lagos, contribuindo para a sua "eutrofização" e alterando, deste modo, o seu equilíbrio ecológico global.

Nas folhas de algumas destas plantas pode ocorrer, em certas condições de cultivo, a conversão dos nitratos em nitritos, o que as torna perigosas para consumo humano, especialmente quando crescem em meios com pouca insolação.

Os efeitos da fertilização azotada podem-se reflectir sobre a qualidade dos produtos, no caso da sua aplicação ser desequilibrada ou excessiva em relação aos outros nutrientes.<sup>73</sup>

### Comportamento no solo

Nos correctivos vulgarmente mais utilizados o azoto poderá encontrar-se sob forma **nítrica**, sob forma **amoniacal** ou sob forma **orgânica**. Em condições normais de temperatura e de humidade no solo, tanto o azoto amoniacal como o azoto orgânico tenderão a passar gradualmente à forma nítrica, através de um conjunto mais ou menos complexo de transformações operadas por diversos microrganismos.

As plantas absorvem fácil e rapidamente o azoto sob forma nítrica, isto é, sob forma de ião nitrato. Os nitratos são sais extremamente solúveis em água e o ião nitrato não é

susceptível de ser retido, pelo menos em quantidade apreciável, pelo complexo de adsorção do solo (argila e húmus, sobretudo), nem reage com outros constituintes para dar origem a compostos insolúveis ou de solubilidade mais ou menos reduzida. Daí a grande mobilidade de que é dotado e, por isso, as grandes perdas a que está sujeito, sendo facilmente arrastado para as camadas mais profundas do solo pelas águas de percolação.

Contrariamente ao que acontece com o azoto nítrico, o azoto amoniacal, sob a forma de ião amónio, é facilmente retido pelo complexo de adsorção do solo e, por isso, não fica sujeito às perdas por lixiviação nas águas de percolação. Em condições normais de humidade e temperatura, vai, no entanto, sob a acção das nitrobactérias, convertendo-se progressivamente em nitrato, antes de ser absorvido pelas plantas. Uma vez convertido em nitrato, o azoto amoniacal passa a ter o mesmo comportamento do azoto nítrico no solo.

O azoto orgânico existe nos compostos em formas facilmente mineralizáveis e em formas que podem demorar meses ou anos a serem mineralizados. Este, uma vez incorporado no solo, fica sujeito a um conjunto de sucessivas transformações realizadas por diversos microrganismos. Tais transformações, que globalmente se designam por mineralização do azoto, têm como resultado final a conversão do azoto orgânico em azoto nítrico, depois de passar por azoto amoniacal.

O azoto orgânico só pode ser absorvido depois de mineralizado. Antes disso é fortemente retido no solo e não se perde nas águas de lixiviação. A sua mineralização é um processo gradual e assaz complexo e a rapidez com que se desenvolve depende de numerosos factores ambientais, em especial das condições de temperatura, humidade, arejamento e grau de acidez do solo.

Simultaneamente com a mineralização do azoto orgânico, ocorre um processo inverso, a imobilização do azoto mineral, traduzido pela absorção deste, no todo ou em parte, pelos próprios microrganismos responsáveis pela decomposição da matéria orgânica. O saldo destes dois processos, no que toca à disponibilização de azoto mineral para as culturas, será negativo quando os materiais orgânicos incorporados no solo forem muito pobres em azoto.

O conhecimento destes aspectos é muito importante para a tomada de decisões correctas no estabelecimento de técnicas adequadas de fertilização, tendo em vista harmonizar uma boa nutrição azotada das culturas com a preservação da qualidade das águas relativamente à sua poluição com nitratos.<sup>72</sup>

### **Azoto no composto**

Os correctivos orgânicos, especialmente os azotados, como é o caso do composto de cama de aviário, aumentam as produções, com custos relativamente baixos, mas a sua aplicação tem também associados alguns efeitos adversos possíveis.

A grande maioria do azoto presente em resíduo de aviário fica rapidamente disponível após a sua aplicação no solo. Aproximadamente 25% encontra-se na forma de amónia e é perdido para a atmosfera se não for incorporado ou arrastado pela água para o interior do solo dentro de poucos dias após a sua aplicação, no entanto, se este for incorporado no solo pela chuva ou irrigação, encontrar-se-á rapidamente disponível para uso pelas plantas.

Alguns desses efeitos adversos provêm da falta de maturação dos compostos nos quais se procedeu a uma incompleta mineralização e incompleta humificação. A disponibilidade de azoto e de outros nutrientes está intimamente relacionada com a maturação dos materiais orgânicos.<sup>73,74</sup> Outro efeito indesejável prende-se com o seu consumo exagerado, que poderá provocar uma diminuição da rentabilidade das culturas, decréscimos de produção, fertilização desequilibrada, como consequências sobre a qualidade dos produtos agrícolas, dos animais de pasto, da vegetação autóctone e do meio ambiente.

### **1.3.2. Valorização energética**

Os recursos energéticos renováveis são um vector essencial para se alcançar o desenvolvimento sustentável e, actualmente, o seu uso tem vindo a ganhar importância. Esse tipo de aproveitamento apresenta um papel importante na redução do consumo de combustíveis fósseis e, conseqüentemente, na diminuição das emissões de gases que contribuem para aumentar o efeito estufa. De entre os recursos energéticos renováveis, a biomassa destaca-se devido à viabilidade do seu uso como fonte primária na geração de energia térmica e energia eléctrica. As formas de biomassa actualmente mais utilizadas são a madeira e os seus resíduos, resíduos gerados pelas culturas agrícolas, agroindústrias e pecuária e resíduos sólidos urbanos.

As questões ambientais, e a escassez de recursos energéticos fósseis, estão entre os factores que sustentam o crescente interesse na utilização da biomassa como recurso energético. O uso de resíduos de biomassa como combustível tem vindo a ganhar importância também devido ao aumento dos requisitos legais aplicáveis a estes materiais no que se refere à sua deposição no solo e em aterro; tanto em relação à natureza dos resíduos que podem ser colocados em aterro, como devido aos problemas de espaço



que surgem como consequência das grandes quantidades de resíduos enviados para aterro. Por estas razões a procura de soluções limpas e vantajosas tem sido estimulada.<sup>1</sup> Neste contexto, o uso da cama-de-aviário como um combustível alternativo surge como uma solução interessante, em particular para as próprias indústrias onde estes materiais são produzidos. Alguns estudos já realizados descreveram a viabilidade da utilização deste resíduo como um combustível natural e alternativo, em sistemas de conversão de energia.<sup>9</sup>

### **1.3.2.1. Vantagens da biomassa como combustível**

A biomassa apresenta-se como um recurso energético atractivo e tem despertado grande atenção mundial por ser renovável e apresentar um balanço de CO<sub>2</sub> nulo, uma vez garantida uma gestão sustentável dos recursos de biomassa. De facto, durante a combustão de biomassa não deverá ser emitido mais CO<sub>2</sub> do que aquele que foi incorporado pela planta durante o seu crescimento.<sup>59</sup>

Os resíduos agro-industriais estão actualmente entre as formas de biomassa mais disponíveis, devido à sua elevada produção e, frequentemente, ao seu relativamente baixo valor económico como combustível.

A cama de aviário é um tipo de biomassa que apresenta um poder calorífico que varia entre 9 e 13,5 (bs) MJ/kg. Como exemplo da capacidade de aproveitamento de energia deste combustível, uma empresa no Reino Unido construiu três centrais com uma potência de cerca de 64 MW<sub>eléctrico</sub>, que consomem 800 000 toneladas de cama-de-aviário por ano.<sup>9</sup>

A capacidade de redução de volume do material em cerca 90% apresenta-se também como uma grande vantagem da combustão de biomassa, quando se pretende colocar o produto final em aterro.<sup>32</sup>

### **1.3.2.2. Desvantagens da biomassa como combustível**

O aproveitamento de biomassa como recurso de energia apresenta condicionantes relacionados com o custo de recolha, transporte, armazenamento e pré-processamento do material.<sup>54</sup>

Outros problemas estão relacionados com as dificuldades operacionais nos sistemas de combustão, como, por exemplo, manuseamento e alimentação do reactor de combustão. A heterogeneidade das partículas de biomassa, assim como a elevada humidade que geralmente se encontra associada a este tipo de material, dificulta igualmente a selecção do sistema que melhor se adequa.<sup>1</sup>

Directamente relacionado com a combustão de biomassa sólida está a emissão de partículas e compostos gasosos, que inclui para além de  $H_2O$  e  $CO_2$  como principais produtos, espécies relacionadas com a combustão incompleta ( $CO$ , compostos orgânicos voláteis e partículas de carbono),  $NO_x$ ,  $N_2O$ ,  $SO_2$  e  $HCl$ . A emissão destes compostos parece ser influenciada pelas condições operatórias e propriedades da biomassa.<sup>21,54</sup>

Outro aspecto crítico associado à combustão de biomassa sólida está relacionado com as cinzas produzidas e, em particular, com a deposição e corrosão em equipamento e materiais expostos aos gases de combustão. No caso da tecnologia de leito fluidizado, os problemas operatórios de aglomeração e desfluidização do leito são de particular preocupação.<sup>54</sup>

### **1.3.2.3. Processo de combustão em leito fluidizado**

Uma tecnologia que pode ser utilizada para converter energeticamente a cama-de-aviário é a combustão em leito fluidizado.

O leito fluidizado consiste num leito de partículas mantidas em movimento vigoroso pelo ar que se escoia no sentido ascendente do leito, sendo tal fenómeno ilustrado na Figura 1.1. As partículas do leito são, na sua maioria, materiais inertes, tais como cinzas, areia ou adsorventes para captura de enxofre.

Para baixas velocidades do ar de fluidização, este escoia-se através do leito sem perturbar as partículas e o leito permanece fixo. Com o aumento da velocidade, o leito expande-se ligeiramente e, quando a força ascendente do ar iguala o peso do leito, atinge-se uma situação denominada de mínima fluidização. Para velocidades superiores à de mínima fluidização, o leito encontra-se fluidizado e o caudal de ar além do de mínima fluidização escoia-se através do leito sob a forma de bolhas (leito fluidizado borbulhante).

Para velocidades de fluidização próximas ou superiores à velocidade terminal das partículas do leito, as partículas são arrastadas para o freeboard e para fora do reactor. As partículas arrastadas são separadas dos gases de combustão num ciclone e, eventualmente, recirculadas para o leito. Fundamentalmente, as diferenças entre os vários tipos de operação relacionam-se com a velocidade do gás e a concentração de partículas nas diferentes regiões do sistema. Na Figura 1.1 são apresentados, esquematicamente, os aspectos básicos de um leito fluidizado atmosférico a operar no regime borbulhante, que é aquele foi ser utilizado neste trabalho.<sup>53</sup>

A tecnologia de combustão em leito fluidizado pode ser uma boa opção para queimar resíduo de aviário, por apresentar determinadas características, como, por exemplo, a

flexibilidade relativamente aos combustíveis que podem ser utilizados, nomeadamente a sua capacidade para queimar combustíveis com elevado teor em cinzas e humidade.<sup>21</sup>

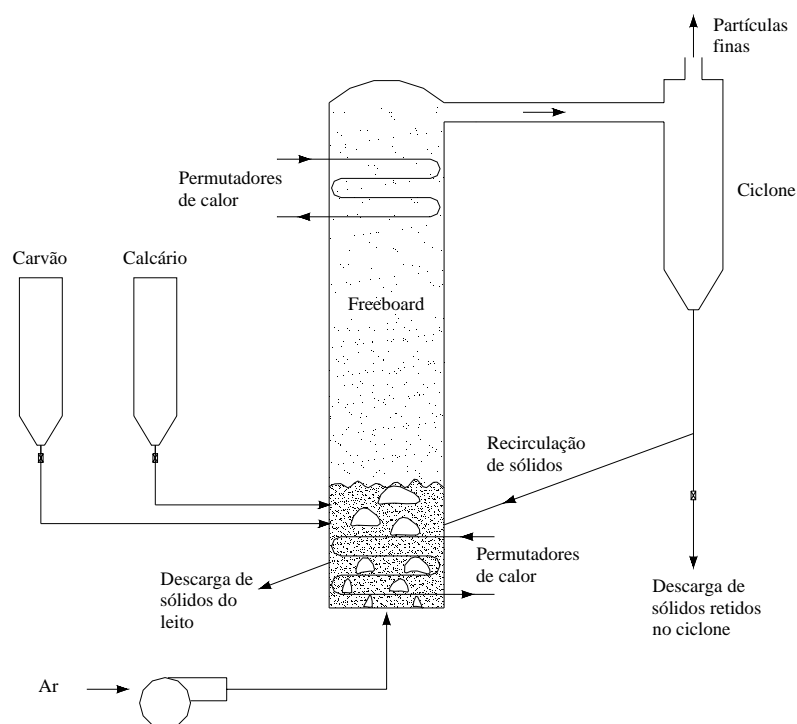


Figura 1.1 – Esquema de um leito fluidizado atmosférico a operar no regime borbulhante<sup>53</sup>

No entanto, a unidade de combustão em leito fluidizado deve ser adaptada à natureza do resíduo, que pode conter grandes níveis de matéria volátil e é, usualmente, de natureza heterogénea.<sup>21</sup>

No que respeita ao processo de combustão, em termos gerais, a biomassa sólida sofre a mesma sequência de fenómenos experimentada que qualquer outro combustível sólido quando submetido a altas temperaturas e na presença de oxigénio, isto é, secagem, desvolatilização, combustão dos voláteis e do carbonizado.<sup>54</sup>

Neste tipo de sistema, a combustão dos voláteis necessita de ser bem controlada para garantir que a temperatura de combustão na câmara não ultrapassa 850°C, com o objectivo de minimizar a formação de poluentes como o NO<sub>x</sub>. Temperaturas de aproximadamente 850°C optimizam também a retenção de SO<sub>2</sub> por CaCO<sub>3</sub> e outros adjuvantes.<sup>21</sup>

## 2. COMPOSTAGEM

Foram realizados dois tipos de ensaios de compostagem com resíduo de cama de aviário. Um em compostores estáticos, com arejamento por convecção natural, monitorização periódica de parâmetros e sujeitos a remeximentos periódicos, e outro em reactores laboratoriais isotérmicos, com arejamento forçado e monitorização automática de parâmetros.

### 2.1. CARACTERIZAÇÃO DO SUBSTRATO

O resíduo em estudo é cama de aviário, que é constituído por uma mistura de casca de arroz (material absorvente), excrementos das aves, penas e sobras resultantes da alimentação das aves. Este apresenta uma cor acastanhada, uma textura heterogénea (Figura 2.1), um intenso odor a amónia, que é uma das suas principais características, e um teor de humidade na ordem dos 20%, sendo necessário adicionar água para que o processo de compostagem ocorra em condições favoráveis. Para caracterizar o resíduo utilizado foram determinados e calculados os parâmetros apresentados na Tabela 2.1.



Figura 2.1 – Aspecto do resíduo original proveniente da cama de aviário

Tabela 2.1 – Caracterização do resíduo original, cama de aviário

Características	Resíduo Inicial
pH	7,50
Humidade (% btq)	22,00
Sólidos voláteis (% bs)	81,91
Cinzas (% bs)	18,09
Lípidos (% bs)	1,26
Hemicelulose (% bs)	24,25

Celulose (% bs)		20,29
Lenhina (% bs)		7,34
Azoto kjeldhal (% bs)		2,99
Azoto amoniacal (% bs)		0,52
Proteínas (% bs)		15,39
HC não Fibra (% bs)		13,38
C orgânico total (% bs)		45,51
Razão C/N		18,47
Densidade real (kg/m <sup>3</sup> )		1376
Densidade “bulk” (kg/m <sup>3</sup> )		237
Composição elementar (% bs)	C	34,84
	H	5,21
	O	38,99
	N	2,87

btq – base tal e qual

bs – base seca

HC – Hidratos de carbono

## 2.2. INSTALAÇÕES DE COMPOSTAGEM

### 2.2.1. Compostores de exterior

Na experiência de compostagem realizada, foram utilizados 2 compostores em polietileno. Os compostores foram montados na rua, junto aos laboratórios do Departamento de Ambiente e Ordenamento. Os compostores têm as seguintes características: base quadrada perfurada – 74 cm, topo quadrado – 64 cm, altura 73 cm, capacidade 325 dm<sup>3</sup> (Figura 2.2).

Dentro do laboratório e ligado ao exterior, foi colocado, um *data logger* para o registo da temperatura dos compostores medida por termopares inseridos nos mesmos, bem como um analisador de CO<sub>2</sub> com armazenamento de dados. O caudal de ar destinado à análise de CO<sub>2</sub> foi aspirado através de uma sonda inserida no compostor e passou por uma montagem constituída por um condensador e um excicante (sílica), de forma a retirar a humidade presente no efluente (Figura 2.3).



Figura 2.2 – Compostor de exterior

Figura 2.3 – Equipamentos de aquisição e registo de dados de Temperatura e teor em CO<sub>2</sub> e montagem desumidificadora

### 2.2.2. Reactores de compostagem laboratoriais

O equipamento laboratorial utilizado é constituído por seis unidades fundamentais: um conjunto de quatro reactores, um controlador térmico, uma unidade de medida, um analisador de CO<sub>2</sub>, uma unidade de controlo e um computador, interligadas entre si, como mostra a Figura 2.4.

Os reactores (A) são independentes entre si, operando em paralelo. São cilíndricos, construídos em aço-inox 316 com parede dupla. Apresentam um volume vazio de 300 mm de altura por 140 mm de diâmetro, possuindo uma tampa em vidro acrílico de 30 mm de espessura na qual estão acopladas as sondas de temperatura e a entrada e saída da ventilação. A dupla parede dos reactores permite a existência de uma bainha com uma espessura de 3 mm, que possibilita a circulação de um fluido quente ou frio que funciona como permutador de calor. Esta característica permite regular a temperatura dentro dos reactores para um valor fixo. Para tal, está associada aos reactores uma unidade de controlo térmico (B) que controla a temperatura no interior de cada um dos reactores através de 4 sondas Pt100, inseridas nos reactores até meia altura destes e ligadas a 4 controladores de leitura digital onde é fixada a temperatura operacional pré-estabelecida. Para atingir essa temperatura, é admitido o fluido quente proveniente de 2 banhos para aquecimento que são mantidos a uma temperatura superior à temperatura operacional pré-definida, uma vez que a quantidade de massa que os reactores comportam não é suficiente para conservar a energia calorífica gerada, que se perde por condução para o ambiente. Quando a temperatura atinge a temperatura operacional, o circuito passa a admitir água da torneira para que a temperatura se mantenha sensivelmente constante.<sup>16</sup>

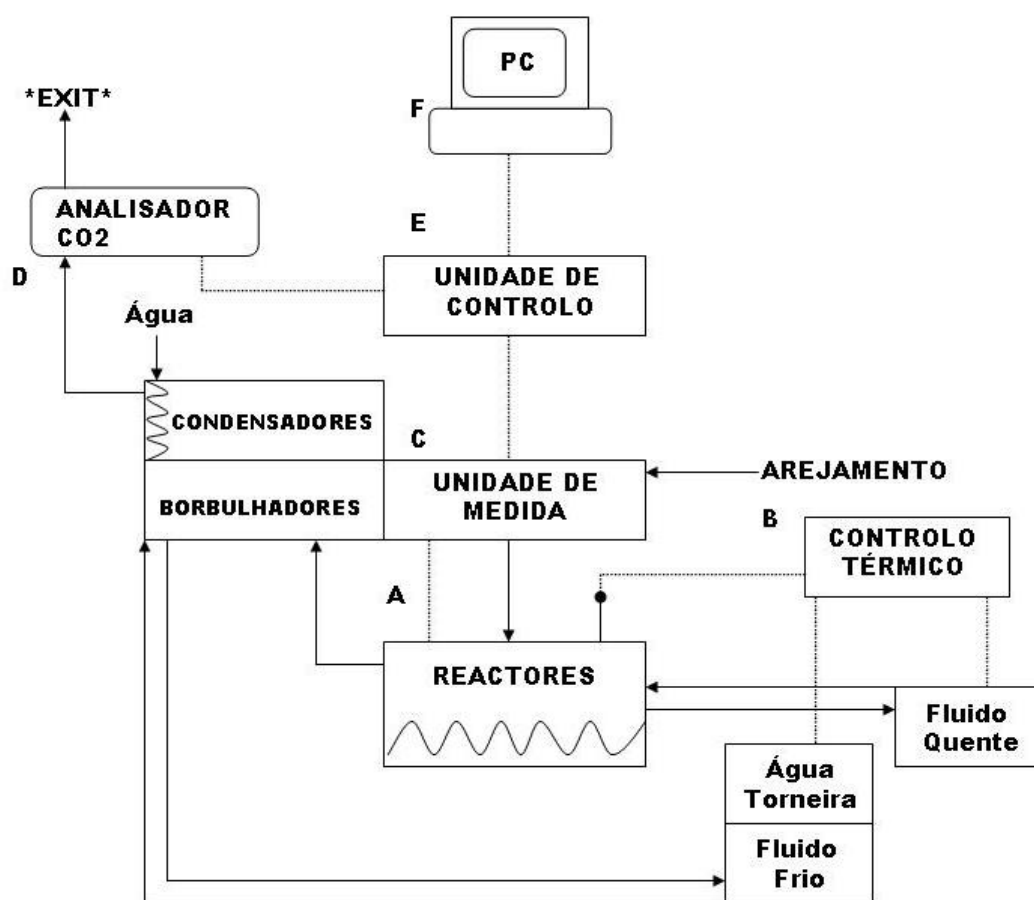


Figura 2.4 – Representação esquemática da instalação laboratorial  
(Linha tracejado – circuito eléctrico; Linha contínua – circuito de materiais)

Na base dos reactores existe um orifício com válvula que permite a retirada de purga. No interior de cada reactor é encaixado um cesto móvel em malha de aço que serve de suporte à massa de sólidos e que pode ser retirado em qualquer instante, facilitando a amostragem, o remeximento e o manuseamento do mesmo. O volume útil de cada reactor está assim confinado ao volume do cesto, ou seja, 3,53 dm<sup>3</sup>.

Os reactores estão directamente ligados à unidade de medida (C), composta por 4 rotâmetros munidos de 4 válvulas de agulha, 15 válvulas electromagnéticas de três vias e um 1 medidor de fluxo mássico. Esta unidade permite fazer a amostragem dos gases de exaustão dos reactores, encaminhando-os para a medição de caudal mássico ou para a análise de CO<sub>2</sub> (D). Antes da análise dos gases de exaustão, a corrente que sai do reactor passa por borbulhadores contendo 500 mL de uma solução 0,1 N de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>, para captura da amónia. A amostragem da fase gasosa é apenas realizada após remoção da

humidade numa coluna de condensação, através da permuta de calor com um fluido frio (água a 10 °C vinda do banho criostato), seguida da passagem por um exsicante (silica). A unidade de medida é comandada, de forma manual ou, automaticamente, por computador, através da unidade de controlo (E), a qual é constituída por 3 placas PCLD e 2 ramificações. As placas PCLD permitem comandar as electroválvulas e adquirir o valor da temperatura, enquanto que uma ramificação liga ao computador, através duma placa de aquisição (PCL 818) e a outra ramificação liga ao analisador de CO<sub>2</sub>.<sup>16</sup>

A gestão da unidade de controlo e o armazenamento dos sinais de CO<sub>2</sub>, de temperatura e de caudal de gás, são feitos em computador (F), com um programa especificamente concebido para tal.

O diálogo com o programa é realizado com um simples editor de texto, através de comandos.

Nas Figuras 2.5 e 2.6 apresentam-se fotografias da instalação laboratorial e do equipamento.



Figura 2.5 – Unidade de medida, condensadores e borbulhadores à esquerda; vista dos quatro reactores à direita e banho criostato no centro



Figura 2.6 – Computador e unidade de controlo com as placas electrónicas



## 2.3. CONDIÇÕES DE OPERAÇÃO

### 2.3.1. Compostores de exterior

Os ensaios de compostagem em compostor decorreram entre Dezembro e Fevereiro, num local abrigado. Os ensaios foram iniciados com 15 dias de intervalo, tendo o compostor 1 sido iniciado dia 5 de Dezembro e o compostor 2 dia 19 de Dezembro e terminaram ambos dia 10 de Fevereiro. O compostor 1 foi compostado durante cerca de 2 meses e o compostor 2 cerca de um mês e meio.

O resíduo inserido em cada compostor foi quantificado (Tabela 2.2) e caracterizado de forma a permitir a correcção de alguns parâmetros para garantir as condições óptimas na realização do processo de compostagem. Foi determinada a humidade do resíduo e foi calculada a quantidade de água a adicionar para que a humidade estivesse na ordem dos 60%. Este substrato, devido à sua textura, dispensou a adição de agente de porosidade.

Tabela 2.2 – Parâmetros relativos ao resíduo inserido inicialmente nos compostores

Parâmetros	Compostor 1	Compostor 2
Massa resíduo (g btq)	67224	75561
Massa cinza (g bs)	9176	10658
Humidade do resíduo (%)	25	22
Água adicionada (cm <sup>3</sup> )	40000	33500
Humidade no início do processo (%)	59	50

Durante os ensaios de compostagem foram monitorizados, em intervalos de 15 minutos, a temperatura e a percentagem de dióxido de carbono no centro da pilha (Figura 2.7) e, diariamente, em vários locais da pilha (8 periferias, centro, fundo e cimo – Figura 2.8), de modo a comprovar a validade dos dados retirados de modo mais contínuo. Foram também registados a temperatura e o CO<sub>2</sub> ambiente, aquando das análises descontínuas de temperatura e dióxido de carbono no compostor para comparação entre as mesmas.

No compostor 1 a monitorização da temperatura foi efectuada durante todo o processo, enquanto que do dióxido de carbono foi apenas mantida durante os primeiros 10 dias. Quanto ao 2º compostor, a monitorização de temperatura e dióxido de carbono foi efectuada durante todo o processo. A monitorização destes dois parâmetros permite conhecer o estado da reacção e saber quando deve proceder-se à correcção da humidade e a remeximentos, de forma a assegurar a oxigenação do processo e o controle da temperatura.

Os remeximentos do compostor 1 foram no 12º, 16º, 26º, 37º e 44º dias de compostagem, enquanto que no compostor 2 foram no 4º, 14º, 25º e 32º dias. Foram também retiradas amostras sólidas quando se procedeu aos remeximentos do resíduo dentro dos compostores, para determinação de pH, humidade, azoto, cinzas e matéria orgânica. Desta forma, foi possível efectuar a correcção da humidade durante a degradação.

No final do processo foi quantificado o material compostado resultante e foram determinadas as suas características, no que diz respeito a humidade, pH, sólidos voláteis, cinzas, lipídios, hemicelulose, celulose, lenhina, azoto total e amoniacal, proteína, açúcares, carbono orgânico total e densidade de “bulk”. As amostras sólidas recolhidas durante o processo, e que serviram para determinação de humidade, foram de seguida trituradas num moinho equipado com um crivo de aproximadamente 1mm de diâmetro e foi a partir delas que se realizaram as análises que requeriam o resíduo seco.



Figura 2.7– Aspecto do interior do compostor, com vista do termopar e sonda de CO<sub>2</sub>

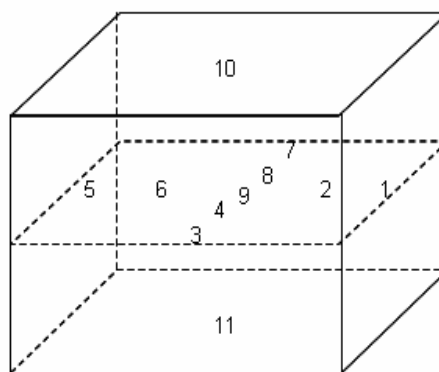


Figura 2.8 – Localização dos pontos de medição de temperatura

### 2.3.2. Reactores de compostagem laboratoriais

Os ensaios de compostagem em reactor decorreram de 28 de Abril a 28 de Maio, na instalação laboratorial anteriormente descrita. Foram utilizadas duas temperaturas de operação, cada uma com 2 réplicas.

O resíduo utilizado nestes ensaios foi o mesmo utilizado nos ensaios em compostor, tendo sido congelado até à data de realização destes ensaios. O resíduo colocado inicialmente em cada um dos reactores foi aproximadamente igual e a quantidade de água adicionada também. A massa de resíduo em btq (M) a colocar dentro dos reactores foi determinada com base no teor de humidade pretendido em btq e bs ( $H$ ,  $H_{bs}$ ), no

volume dos reactores (V), nas densidades “bulk”  $\rho_b$  e real ( $\rho_b, \rho_r$ ), na densidade da água ( $\rho_H$ ) e na porosidade livre (FAS):<sup>16</sup>

- a densidade “bulk”, ou do substrato,  $\rho_b$ , refere-se à massa volúmica do substrato como um todo;

- a densidade real, ou do sólido,  $\rho_r$ , refere-se à massa volúmica do sólido, fazendo uso da medida do deslocamento da água, conseguido mediante a prévia penetração total dos poros pelo fluido de deslocamento;

- “free air space” (FAS), representa a porosidade livre de um determinado substrato sólido húmido, ou seja, o espaço livre para o ar. A porosidade livre numa mistura em compostagem é importante na determinação da quantidade e movimento do ar através da mistura. O conteúdo óptimo em humidade para um determinado material está relacionado com a necessidade de se manter um certo espaço mínimo de vazios com ar.<sup>16</sup>

$$FAS = 1 - \rho_b / \rho_r - (\rho_b / \rho_H) \cdot H_{bs} \quad [m^3 / m^3] \quad (\text{Eq - 2.1})$$

$$M = V(1 - FAS)\rho_r\rho_H / (\rho_H - \rho_H H + \rho_r H) \quad [g] \quad (\text{Eq - 2.2})$$

Tabela 2.3 – Características do resíduo de aviário inserido inicialmente nos reactores e condições iniciais de operação

Parâmetros	Reactor A	Reactor B	Reactor C	Reactor D
Massa resíduo (g btq)	1152	1152	1152	1152
Massa cinza (g bs)	177	177	177	177
pH	8	8	8	8
Humidade do resíduo (%)	24	24	24	24
Água adicionada (cm <sup>3</sup> )	1023	1023	1023	1023
Humidade no início do processo (%)	55	55	55	55
FAS (m <sup>3</sup> /m <sup>3</sup> )	0,47			
Temperatura de operação (°C)	40		55	
Caudal de ar inicial (dm <sup>3</sup> /min)	0,8	0,8	0,8	0,8

O caudal de entrada e saída de ar dos reactores, a temperatura e o teor de CO<sub>2</sub> foram analisados no centro e a meia altura dos reactores, de forma automática e em intervalos de 1 hora.

Após cada período de análise automática, o sistema efectuava a inversão do sentido de arejamento, permitindo um arejamento alternado ascendente/descendente, de modo a conduzir a uma distribuição vertical da humidade relativamente uniforme, em toda a massa em compostagem.

Quanto à quantificação do azoto libertado na fase gasosa, esta foi realizada nos reactores A e C, numa base diária até ao 10º dia de ensaio e, em seguida, em intervalos de 5 dias até ao final do ensaio. Nos restantes reactores (B e D) a quantificação foi feita em intervalos de 5 dias durante todo o ensaio.

Diariamente foi também recolhida a purga de todos os reactores e verificado o seu volume e pH. Após concluído o ensaio, foi recolhido o condensado dos reactores e quantificado o seu volume e pH. No final do processo foi determinado o azoto presente nas purgas e nos condensados.

Foram realizados remeximentos do material em compostagem no 4º e 10º dias e, depois, de 7 em 7 dias, para homogeneizar o material e adicionar água, caso necessário. Aquando dos remeximentos, foi avaliada a massa total e retiradas amostras, a fim de determinar os sólidos voláteis, a humidade, o pH, o azoto total e amoniacal do resíduo.

No final dos ensaios, os compostores foram abertos para uma quantificação do material existente e sua caracterização. No início e no final do ensaio, a caracterização do material envolveu, para além dos parâmetros analisados aquando dos remeximentos, a determinação do teor em fibras e lípidos.

## **2.4. MÉTODOS de análise**

Foram usados diversos métodos e equipamentos para realizar todas as análises ao longo dos ensaios, tendo sido os dados obtidos trabalhados com o *Software Microsoft Excel*.

### **2.4.1. Fase gasosa**

Nos compostores de exterior, a monitorização do CO<sub>2</sub> dentro das pilhas foi efectuada com um analisador VAISALA *Measurement Indicator* ML70, acoplado à unidade de bombagem VAISALA *GM70 Pump* que capta as amostras da fase gasosa passiva dos compostores. Os resultados das medições são armazenados na memória do ML70 e, posteriormente, descarregados para PC através de *software* específico da Vaisala.

Nos ensaios realizados em laboratório foi analisada a fase gasosa de alimentação e exaustão. Esta começou pela medição dos caudais de alimentação e de exaustão, por intermédio de um medidor de fluxo mássico (ALBORG) na gama de 0-2000 cm<sup>3</sup>.min<sup>-1</sup>(PTN).

A evolução da actividade microbiológica foi seguida através da análise de CO<sub>2</sub> nos gases de exaustão, com intervalos de 1 hora, com um analisador (VAISALA CARBOCAP) *Carbon Dioxide Module GMM111*.

A análise do azoto libertado sob a forma de gás nos reactores laboratoriais foi efectuada através da captura do azoto dos gases de exaustão, em borbulhadores contendo 500 mL de solução de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 1N, sendo depois quantificado através da destilação de 1,5 mL de solução de captura num destilador *Kjeltec System 1002* da Tecator e posterior titulação com solução de HCl padronizado.<sup>26</sup>

#### **2.4.2. Fase sólida**

A leitura da temperatura foi feita através de termopares tipo K. No caso dos compostores de exterior, os termopares que monitorizaram a temperatura em contínuo encontravam-se ligados a um *Data Logger* (Testo 175-T3). Para a monitorização manual os termopares ligavam a um *Thermometer Testo Term 5010*. Os termopares que monitorizaram os reactores de laboratório estavam fixos nas tampas dos mesmos até meia altura destes e ligados a um circuito electrónico de multiplexagem.

A amostragem do material sólidos teve como objectivo a análise dos vários parâmetros que se seguem:

- Massa total – pesagem em balança digital;
- Humidade (H) – secagem de material na estufa a 105°C durante  $\approx$  24 horas;
- Sólidos voláteis (SV) – incineração de amostra a 600 °C durante 2 h; segundo o protocolo D 1102-84 do “*Standard Methods for Ash in Wood*”;
- Densidade real – determinada por Picnometria<sup>33</sup> com desgasificação por ultra-sons;
- Densidade “bulk” – razão entre a massa do resíduo e o volume por ele ocupado, e determina-se num cilindro plástico com uma razão altura:diâmetro igual à do sistema reaccional;
- pH: – mistura de 5 g de amostra btq em 250 cm<sup>3</sup> de solução CaCl<sub>2</sub> 0,1M, 5 minutos com agitação vigorosa seguida de repouso e análise do sobrenadante<sup>15</sup> com fita de pH;
- Azoto kjeldhal – segundo a Nota NA 86/87 da Tecator, usando uma unidade *Kjeltec System 1002* da Tecator (digestão e destilação) e cerca de 1 grama de amostra tal e qual;
- Azoto amoniacal – destilação directa da amostra tal e qual no destilador *Kjeltec System 1002* da Tecator;
- Azoto orgânico – diferença entre o azoto kjeldhal e o azoto amoniacal;
- Carbono orgânico total – teor em sólidos voláteis sobre o coeficiente 1,8;<sup>28</sup>

- Razão C/N – razão entre o carbono orgânico total e o azoto kjeldhal;
- Compostos lenhinocelulósicos – análise a partir do método de *Van Soest* sobre meio grama de amostra seca e moída de resíduo, determinando-se os Extractíveis e a Hemicelulose com extracções sucessivas com NDF e ADF. A lenhina foi determinada numa 3ª extracção com  $\text{KMnO}_4$  e a celulose foi determinada por calcinação da amostra, seguindo as Notas NA 06/78, NA 03/78 e NA 04/78;
- Hidratos de Carbono não fibra (HC não Fibra) – teor em sólidos voláteis menos teor em Proteínas menos teor em Lípidos menos teor em Fibras;
- Hidratos de Carbono (HC) – teor em SV menos teor em proteínas menos teor em lípidos;
- Proteínas – teor em azoto orgânico multiplicado pelo coeficiente 6,25;<sup>22</sup>
- Lípidos – extracção de *Soxhlet* com éter numa unidade *Soxtec* da Tecator, sobre cerca de 3 gramas de amostra seca, moída e <1mm e seguindo a Nota NA 23/80;
- Estimativa da composição elementar – determinada com base na caracterização dos substratos em Hidratos de Carbono, Proteínas e Lípidos. As fórmulas típicas destes grupos de compostos orgânicos foram retiradas da bibliografia.<sup>56</sup>

#### **2.4.3. Fase líquida**

O azoto presente na purga foi quantificado através da destilação de 1,5 mL de solução de captura num destilador *Kjeltec System 1002* da Tecator e posterior titulação com solução de HCl padronizado.

### **2.5. RESULTADOS EXPERIMENTAIS**

Os resultados experimentais baseiam-se na determinação e análise de alguns parâmetros importantes para a descrição do processo e numa caracterização detalhada do substrato inicial e dos substratos finais.

#### **2.5.1. Compostores de exterior**

##### **2.5.1.1. Caracterização do material compostado**

O produto final da compostagem não apresenta uma alteração muito significativa a nível de aspecto, mantendo a cor castanha, apenas um pouco mais escura, e a textura heterogénea (Figura 2.9). Sofre grande alteração em termos de cheiro, passando este a ser semelhante a terra molhada. Apresentam-se na Tabela 2.4 os parâmetros analisados para caracterização do material após compostagem.



Figura 2.9 – Material compostado

Tabela 2.4 – Caracterização do material obtido após compostagem

Características		Compostor 1	Compostor 2
Tempo (h)		1500	1300
Massa (g btq)		55293	65812
Massa cinza (g bs)		9233	11578
pH		8,00	8,50
Humidade (% btq)		41,88	34,72
Sólidos voláteis (% bs)		72,75	73,69
Cinzas (% bs)		27,25	26,31
Lípidos (% bs)		0,48	0,77
Hemicelulose (% bs)		16,20	17,14
Celulose (% bs)		21,29	23,75
Lenhina (% bs)		8,38	8,33
Azoto kjeldhal (% bs)		2,99	2,91
Azoto amoniacal (% bs)		0,54	0,59
Proteínas (% /bs)		15,81	14,53
HC não Fibra (% /bs)		10,59	9,17
C orgânico total (% bs)		40,42	40,94
Razão C/N		15,98	17,61
Densidade “bulk” (kg/m <sup>3</sup> )		167	167
Composição elementar (% bs)	C	30,48	31,15
	H	4,59	4,67
	O	34,68	35,10
	N	2,95	2,71

Numa base de cinza constante é possível recalcular a composição ponderal dos componentes que sofreram degradação através da Equação 2.3. O que permite avaliar a transformação dos materiais iniciais em materiais compostados de forma indirecta a partir da evolução da composição em termos da fracção dos diferentes componentes. Define-se, então,  $W_{iCC}$  como a fracção mássica de cada componente em base de cinza constante e determina-se a partir da fracção em base seca de qualquer componente  $i$  no material em compostagem ( $W_{iR}$ ) e do teor em cinzas no material inicial ( $W_{zR}$ ) e no material compostado ( $W_{zP}$ ).<sup>17</sup>

$$W_{iCC} = W_{iR} \frac{W_{zR}}{W_{zP}} \quad \text{Eq - 2.3}$$

Na Figura 2.10 apresentam-se os resultados da caracterização do material no início e no fim do processo expressos em base de cinza constante. É observável uma alteração na composição do início para o fim em ambos os compostores, em especial em termos de fibras. O material em estudo é composto maioritariamente por fibra, cuja principal origem será a casca de arroz.

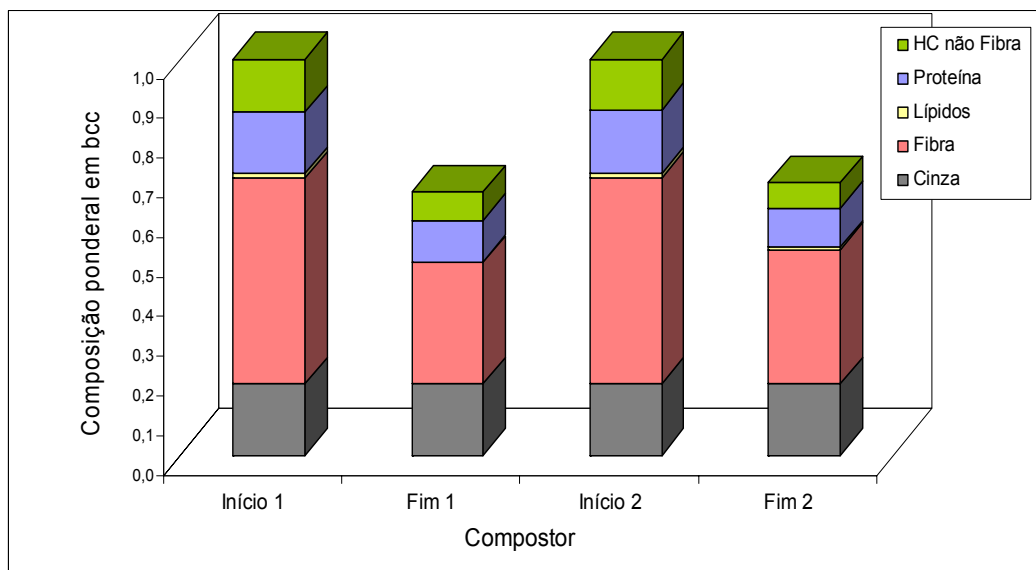


Figura 2.10 – Composição ponderal de ambos os compostores no início e fim do processo, na base de cinza constante (bcc)

#### 2.5.1.2. Temperatura e teor de CO<sub>2</sub> ao longo do processo

A temperatura e o teor de CO<sub>2</sub> monitorizado nos compostores ao longo do ensaio e a temperatura ambiente estão representados nas Figuras 2.11 e 2.12. A temperatura



ambiente teve algumas variações pois o ensaio decorreu entre dias de sol, chuva, vento, o que influenciou também as temperaturas registadas no interior dos compostores.

No compostor 1 (Figura 2.11) a temperatura e o teor em  $\text{CO}_2$  do processo sofreram um grande aumento nas primeiras horas de reacção. A temperatura atingiu  $75,9^\circ\text{C}$  após 15 horas de reacção e o  $\text{CO}_2$  10,32% passadas 2,5 horas de reacção. Após o pico inicial, a temperatura desceu gradualmente, sendo verificáveis ligeiros aumentos aquando dos remeximentos, que foram efectuados após 582, 844 e 1012 horas de reacção, de forma a homogeneizar e arejar o material (setas na Figura 2.11), pois com a entrada de oxigénio a reacção de compostagem intensificava-se. Uma reacção equivalente foi verificada na produção de  $\text{CO}_2$ , pois, após o pico de produção, este diminuiu. No entanto, esse decréscimo foi mais acentuado do que no caso da temperatura, o que pode estar associado a alguma deficiência na amostragem.

No compostor 1, visto terem sido atingidos cerca de  $76^\circ\text{C}$ , os microorganismos da fase termofílica poderão ter sido destruídos e, como tal, o pico de reacção não se ter prolongado.

No terceiro dia após o início do processo, foram abertas as portas laterais do compostor para facilitar o arejamento e a oxigenação por se registarem elevados níveis de dióxido de carbono no interior do mesmo, como se pode ver na Figura 2.11. No entanto, no dia seguinte, o resíduo encontrava-se seco junto às paredes e, por isso, foram fechadas novamente as portas.

O registo de  $\text{CO}_2$  apenas foi realizado até cerca das 240 horas de reacção, pois foi quando se iniciou o segundo compostor e, por isso, o analisador foi transferido para este. Após 240 horas de reacção, também se efectuou o remeximento total do resíduo do primeiro compostor, com a transferência de todo o resíduo para outro compostor. Entre as 240 horas e as 582 horas de reacção não houve registo de temperatura, devido à necessidade de transferir o equipamento para o segundo compostor.

O processo foi terminado após cerca de 1500 horas de reacção, o que corresponde a 65 dias.

No compostor 2 (Figura 2.12) o processo decorreu de forma semelhante, com grandes subidas tanto da temperatura como do  $\text{CO}_2$  nas primeiras horas de reacção. A temperatura atingiu  $67,4^\circ\text{C}$  após 32 horas de reacção e o  $\text{O}_2$  atingiu o zero depois de 17,5 horas de reacção. Após o período inicial, a temperatura e o dióxido de carbono foram descendo, o primeiro gradualmente e o segundo de uma forma mais brusca. São perceptíveis algumas subidas tanto na temperatura como no dióxido de carbono (setas na Figura 2.12), que estão associadas aos remeximentos e, consequentemente, entradas

de ar que intensificam a actividade. Esses remeximentos foram após 46, 332, 549 e 692 horas. O processo foi terminado após cerca de 1300 horas de reacção, o que corresponde a 54 dias. Existe entre as 120 e as 300 h um período em que a representação de  $\text{CO}_2$  se encontra nula, no entanto isso não corresponderá à realidade e dever-se-á a uma falha na amostragem da fase gasosa.

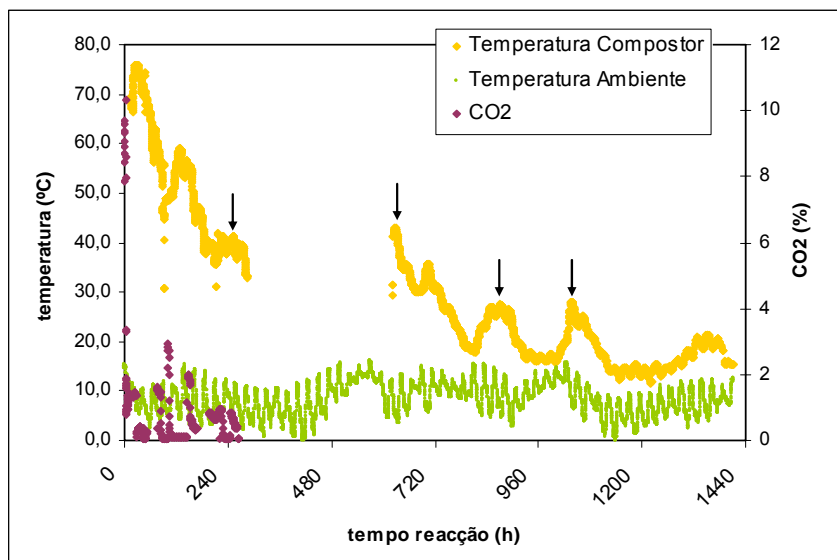


Figura 2.11 – Evolução da temperatura e do teor de  $\text{CO}_2$ , (nas fases sólida e gasosa, respectivamente) do resíduo no compostor 1

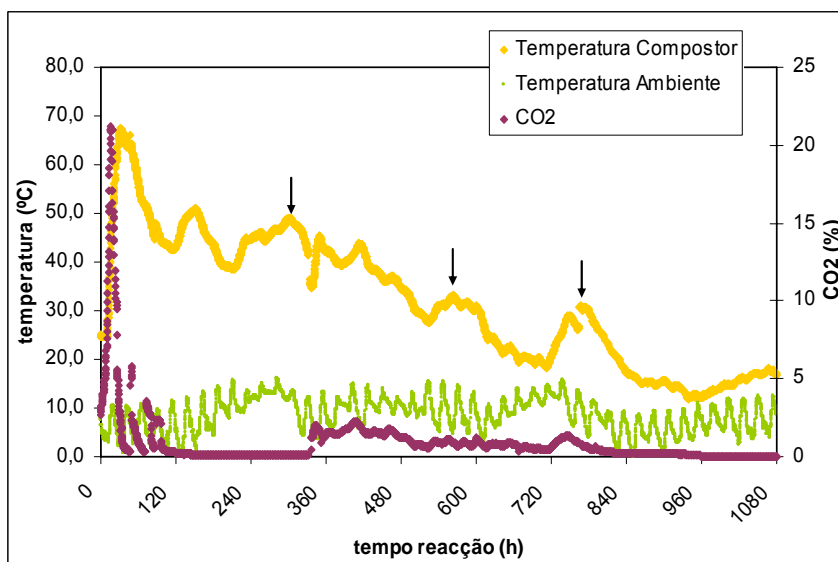


Figura 2.12 – Evolução da temperatura e do teor de  $\text{CO}_2$ , (nas fases sólida e gasosa, respectivamente) do resíduo no compostor 2

Relativamente à monitorização da temperatura em vários pontos do compostor, o compostor 1 teve sempre temperaturas baixas nas zonas junto às paredes do compostor,

devido ao processo ter ocorrido numa altura do ano em que a temperatura ambiente era inferior e, por isso, arrefecia as partes mais próximas do exterior.

Isso é observável no perfil de temperatura representado na Figura 2.13, com um aumento gradual da temperatura da periferia para o interior.

No composto 2 o mesmo não foi verificado pois a temperatura ambiente era mais elevada e por isso a temperatura dentro do composto não possui uma amplitude tão grande entre a periferia e o interior, como se pode observar nas Figura 2.14.

As Figuras 2.13 e 2.14 foram obtidas com o *Software Surfer8*, a partir dos dados de temperatura pontual, no 3º e 2º dia do processo de compostagem, dos compostores 1 e 2, respectivamente, por serem os dias mais representativos do perfil de temperaturas atingidas dentro dos mesmos. Estas temperaturas foram medidas entre as 17 e as 18h.

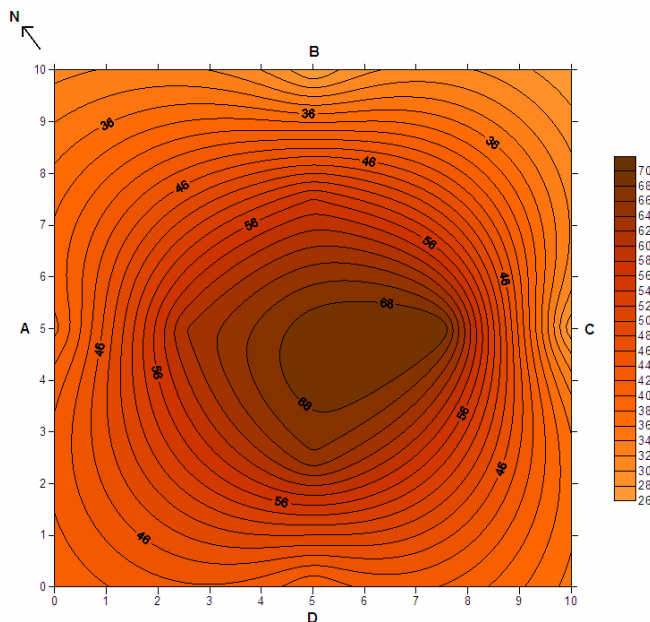


Figura 2.13 – Representação do perfil de temperatura (no plano x,y) no composto 1, no 3º dia de reacção (faces A, B abrigadas, C,D expostas)

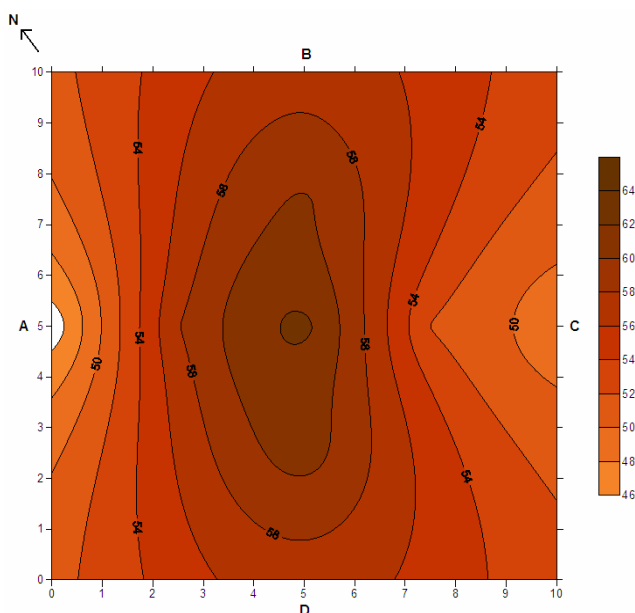


Figura 2.14 – Representação do perfil de temperatura (no plano x,y) no compostor 2, no 2º dia de reacção (faces A, B abrigadas, C,D expostas)

Ambos os processos foram considerados terminados quando a temperatura estabilizou e o teor de CO<sub>2</sub> tendia para o teor de CO<sub>2</sub> ambiente.

### 2.5.1.3. Grau de conversão e redução de volume

Com base na caracterização do resíduo inicial e do material compostado e na quantificação da massa de material de entrada e de saída de cada compostor, podemos calcular o grau de conversão de cada constituinte do resíduo bem como a percentagem de redução de volume e de massa seca de resíduo degradado em cada compostor (ver Tabela 2.5). O cálculo do grau de conversão e da percentagem de redução de volume, tendo em conta que o material inicial e final têm humidades diferentes, foi realizado em base seca.<sup>32</sup>

Podemos observar através da Tabela 2.5 e da Figura 2.15 que o compostor 1 apresenta um grau de conversão mais elevado em termos de sólidos voláteis, lípidos e fibras, em relação às proteínas e restantes hidratos de carbono é o compostor 2 que apresenta maior conversão. No entanto, de modo geral, os compostores não apresentam diferenças muito significativas, visto o processo, em ambos os casos, ter decorrido de forma semelhante. Em relação à massa e ao volume, a redução foi maior no segundo compostor, possivelmente por o processo ter ocorrido durante um período mais quente, o que acelerou a degradação. Tal devia estar de acordo com a degradação de SV, o que

não se verifica (apesar de os valores serem muito próximos), podendo indicar falta de representatividade das amostras analisadas.

A redução do volume nos dois compostores foi da ordem dos 30%, o que está de acordo com os valores típicos (30% – 40%), indicando um processo de degradação completo.<sup>32</sup>

Tabela 2.5 – Grau de conversão e redução de volume nos compostores

<b>Conversão / Redução</b>	<b>Compostor 1</b>	<b>Compostor 2</b>
<b>Sólidos Voláteis</b>	0,4104	0,3815
<b>Lípidos</b>	0,7477	0,5790
<b>Fibras</b>	0,4132	0,3480
<b>Proteínas</b>	0,3183	0,3764
<b>HC não Fibra</b>	0,4739	0,5049
<b>Massa seca</b>	0,3320	0,4370
<b>Volume</b>	0,2693	0,2816

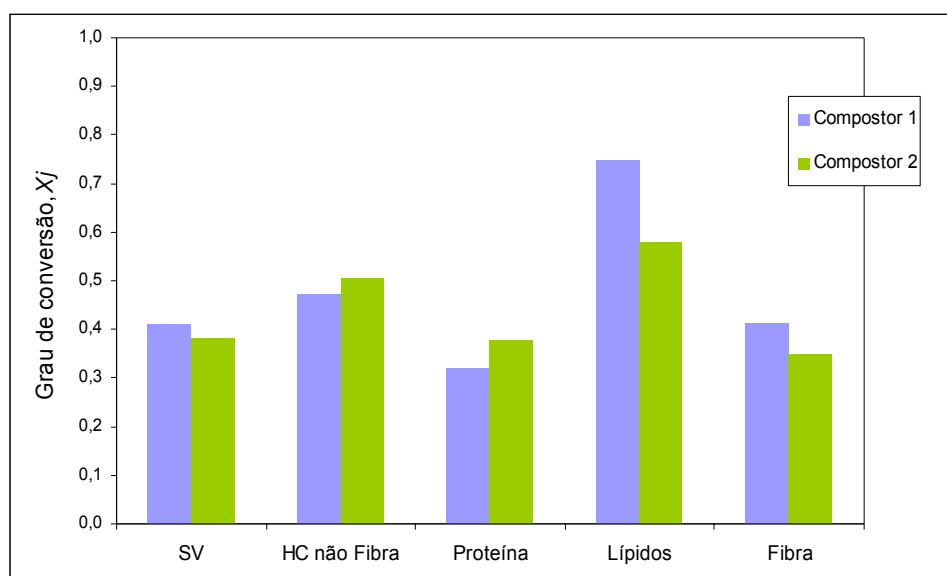


Figura 2.15 – Representação do grau de conversão de componentes em ambos os compostores

Quanto à evolução dessa degradação ao longo do tempo, a realização de amostragens nos momentos de remeximento permitiu obter valores de fracção mássica de humidade e de sólidos voláteis no material em degradação nesses momentos, os quais, por sua vez, permitiram determinar os graus de conversão de matéria orgânica biodegradável, nesses mesmos momentos, numa base de cinza constante, com recurso à Equação 2.4. Através dos graus de conversão obtidos, foi possível estimar as massas totais presentes nos compostores.

$$X_{SV} = 1 - \frac{W_{zR}(1 - W_{zP})}{W_{zP}(1 - W_{zR})} \quad \text{Eq - 2.4}$$

Essa evolução encontra-se representada nas Figuras 2.16 e 2.17, onde se pode observar um decréscimo, ao longo do processo, dos parâmetros calculados, numa base de cinza constante. Os valores de sólidos voláteis e massa seca de alguns momentos intermédios apresentam-se desajustados entre si, possivelmente devido ao material de amostragens consecutivas ter sido recolhido em locais diferentes, ou seja, locais em que a degradação se encontrava mais avançada ou atrasada que nos restantes. Os picos apresentados nos gráficos, que se verificam em termos de massa total e massa de água, dizem respeito aos momentos de adição de água ao processo.

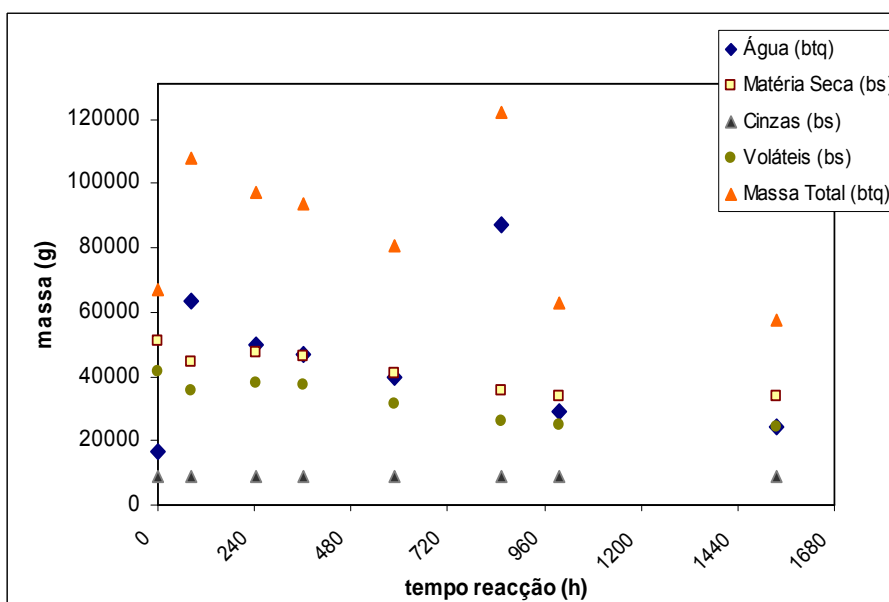


Figura 2.16 – Evolução das massas totais dentro do compostor 1

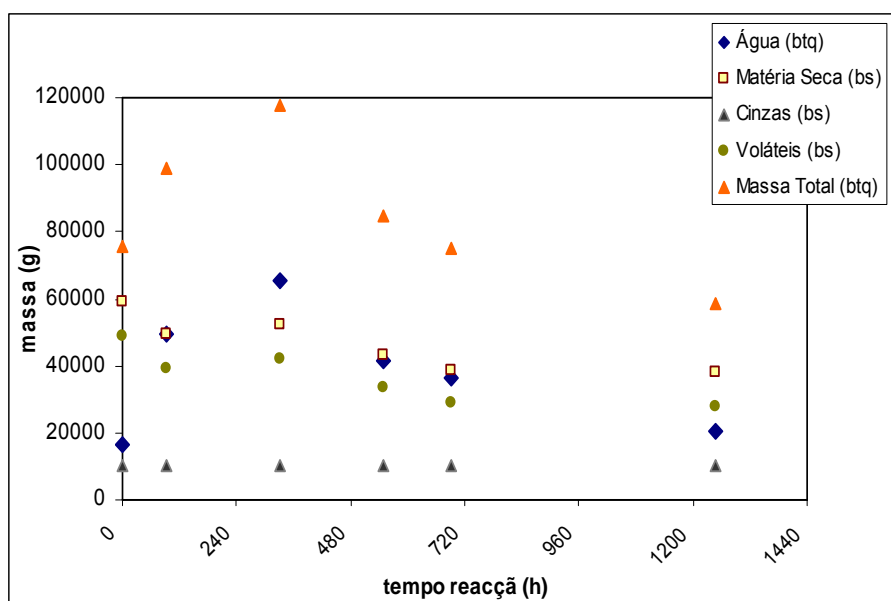


Figura 2.17 – Evolução das massas totais dentro do compostor 2

## 2.5.2. Reactores de compostagem laboratorial

### 2.5.2.1. Teor de CO<sub>2</sub> ao longo do processo

Relativamente aos ensaios isotérmicos realizados em laboratório, iniciou-se o processo com um caudal de entrada de ar de cerca de 1 dm<sup>3</sup>/min, por ser no início que a actividade biológica é mais intensa e, consequentemente, a necessidade de oxigénio maior. Passado dois dias de reacção, reduziu-se o caudal para 0,8 dm<sup>3</sup>/min e, passada uma semana do início, para 0,4 dm<sup>3</sup>/min, acompanhando, assim, o decréscimo da actividade biológica (ver Figura 2.18).

No início do processo verificou-se um grande aumento de CO<sub>2</sub>, tendo, em todos eles, o máximo sido atingido nas primeiras cinquenta horas de reacção. O reactor A (40°C) atingiu um teor de CO<sub>2</sub> de 9,5% após 3,5 horas de reacção, os reactores mais quentes C e D (55°C) atingiram uma libertação de cerca de 6% de dióxido de carbono passadas 10 e 7 horas de reacção, respectivamente (Figura 2.18).

Os decréscimos na libertação de dióxido de carbono representam diminuição da intensidade de reacção. Por sua vez, os subsequentes picos de CO<sub>2</sub> representados dizem respeito aos momentos após amostragem e remeximento, em que a homogeneização da matéria em compostagem e o restabelecimento da humidade adequada ao processo fizeram com que a actividade biológica se intensificasse novamente. O rápido decréscimo na produção de CO<sub>2</sub> em todos os reactores após cerca

de 50 horas de reacção pode ficar a dever-se ao esgotamento de matéria orgânica de fácil biodegradação, o que fez abrandar a velocidade de reacção.

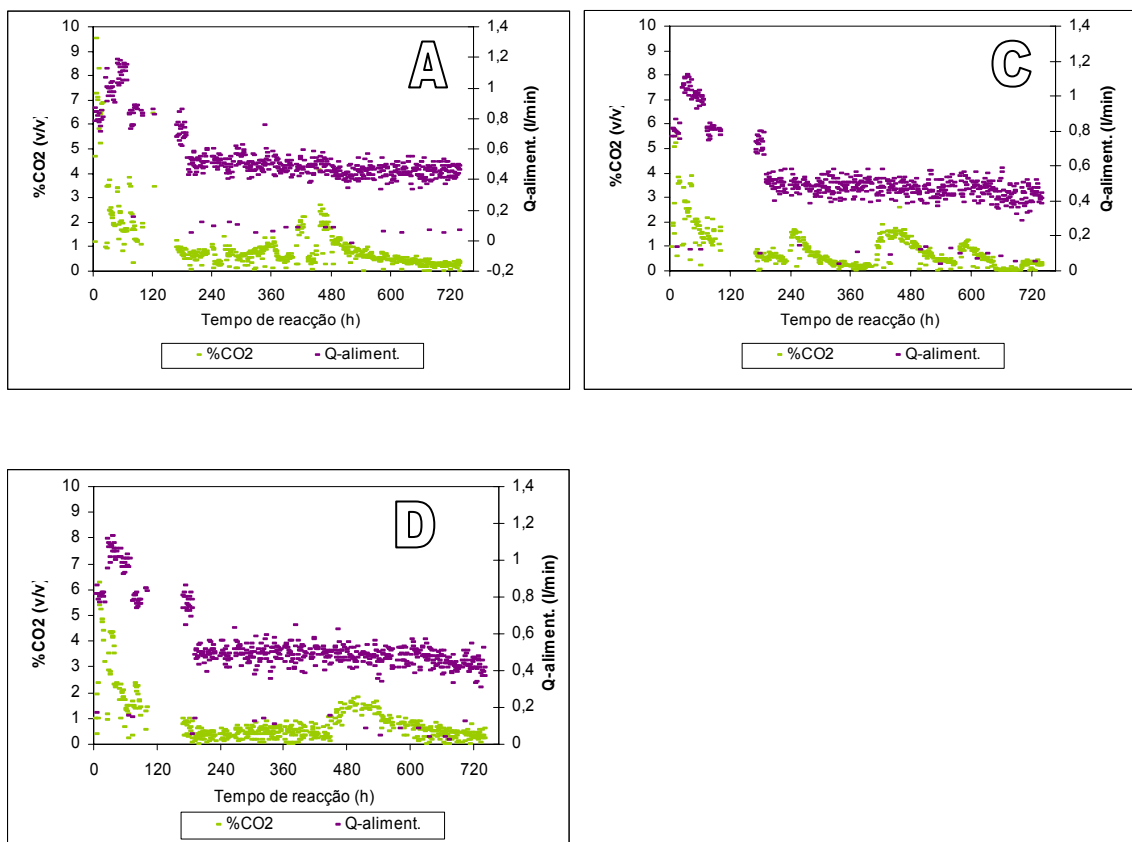


Figura 2.18 – Variação do teor de CO<sub>2</sub> no gás de exaustão e caudal de alimentação, Reactor A (40°), C e D (55°)

### 2.5.2.2. Caracterização do material compostado e graus de conversão

Tal como nos compostores de exterior, o produto final da compostagem em reactores de laboratório não sofre uma alteração muito significativa a nível de aspecto, mantendo a cor castanha, apenas um pouco mais escura, e a textura heterogénea. Sofre alguma alteração em termos de cheiro.

Na Tabela 2.6 apresenta-se a caracterização do material após compostagem, para cada um dos reactores. São observáveis grandes semelhanças nos parâmetros analisados entre os vários reactores, pois, apesar da diferença de temperaturas utilizada, o processo deu-se de forma semelhante em todos eles. No entanto, essas diferenças de temperaturas levaram a que o processo se desse com diferentes velocidades, tendo sido mais rápido nos reactores a operar a temperatura mais elevada.



O reactor B foi excluído do processo, pois, devido a um problema numa válvula de controlo do arejamento, este entrou em anaerobiose e a sua análise tornou-se desenquadrada no âmbito do estudo.

Tabela 2.6 – Caracterização do material obtido após compostagem em laboratório

Características		Reactor A	Reactor C	Reactor D
Tempo (h)		740	740	740
Massa (g btq)		990	1076	907
Massa cinza (g bs)		177	172	173
pH		8,0	8,0	7,5
Humidade (% btq)		53,34	55,00	46,00
Sólidos voláteis (% bs)		70,50	71,07	71,32
Cinzas		29,50	28,93	28,68
Lípidos (% bs)		0,91	0,95	0,96
Azoto kjeldhal (% bs)		2,33	2,20	1,85
Azoto amoniacal (% bs)		0,61	0,21	0,21
Proteínas (% bs)		10,71	12,44	10,21
C orgânico total (% bs)		39,16	39,48	39,62
Razão C/N		23	20	25
Composição elementar (% bs)	C	30,25	30,30	30,69
	H	4,46	4,50	4,51
	O	33,79	33,95	34,21
	N	2,00	2,32	1,90

Na Figura 2.19 apresentam-se os resultados da caracterização do material no início e no fim do processo, expressos para os três reactores, em base de cinza constante. É observável uma notável alteração na composição do início para o fim do material, a qual ocorreu de forma semelhante em todos os reactores. Os hidratos de carbono aparecem como sendo o principal componente do material e o mais biodegradável, mas houve também uma considerável degradação em termos de proteínas.

Nas Tabelas 2.7 e 2.8 são apresentados os volumes de purga e condensado recolhidos durante o processo, tal como as gamas de variação do pH durante o processo de compostagem.

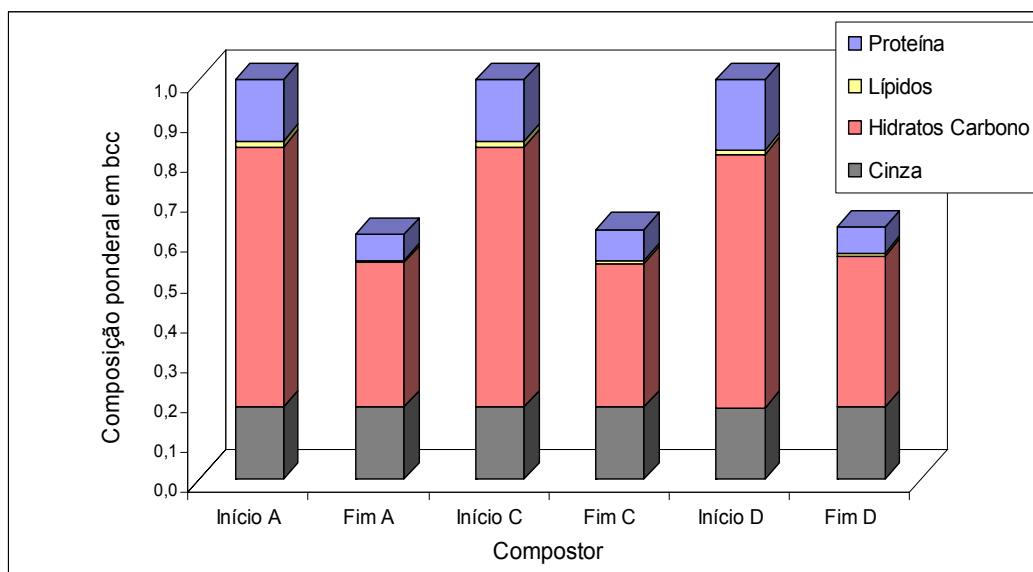


Figura 2.19 – Composição ponderal dos reatores no início e fim do processo, na base de cinza constante (bcc)

Tabela 2.7 – Volume de purga e condensado recolhido no processo

Volume (mL)	Reactor A	Reactor C	Reactor D
Purga	510,2	962,3	1045
Condensado	77	137	155

Tabela 2.8 – Intervalo de variação de pH no processo

pH	Reactor A	Reactor C	Reactor D
Resíduo	8-9	7,5-9	7,5-9
Purga	9	9	9
Condensado	10-8,5	10-8,5	10-8,5

Pode-se observar através da Tabela 2.9 e da Figura 2.20 que os três compostores estudados têm graus de conversão semelhantes, não sendo visíveis grandes diferenças associadas às diferenças de temperatura, e todos eles apresentam uma conversão de sólidos voláteis satisfatória ( $\approx 45\%$ ), sendo o reactor que operou a  $40^{\circ}\text{C}$  o que favorece a degradação da matéria orgânica biodegradável.

Tabela 2.9 – Conversões para os diferentes reactores

Conversão	Reactor A	Reactor C	Reactor D
<b>Sólidos Voláteis</b>	0,4723	0,4574	0,4508
<b>Lípidos</b>	0,5590	0,5292	0,5199
<b>Proteínas</b>	0,5732	0,4945	0,5815
<b>Hidratos de Carbono</b>	0,4471	0,4658	0,4330
<b>Massa seca</b>	0,3872	0,3957	0,3849

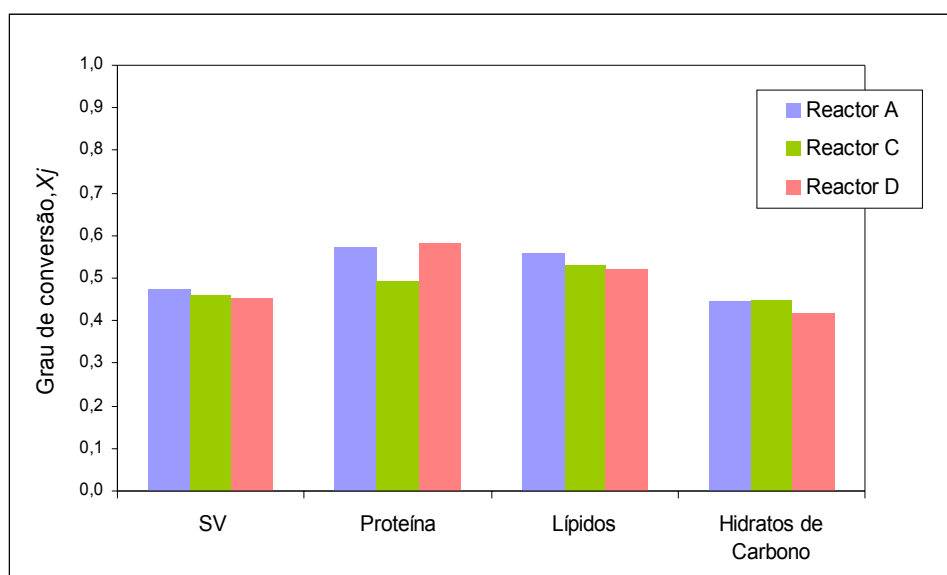


Figura 2.20 – Representação do grau de conversão de componentes nos reactores

## 2.6. TRATAMENTO E DISCUSSÃO DE RESULTADOS

### 2.6.1. Determinação da fórmula química dos substratos

Com base na fracção mássica de cada um dos componentes (hidratos de carbono, lípidos e proteínas), pôde calcular-se a percentagem de cada elemento presente nos substratos e, seguidamente, estimar a sua fórmula empírica.

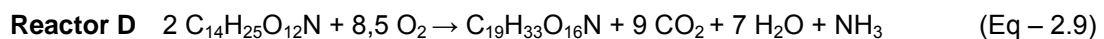
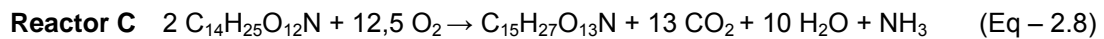
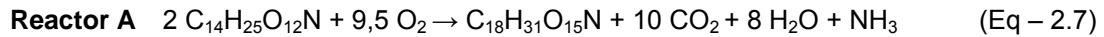
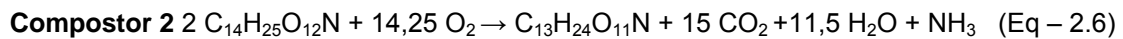
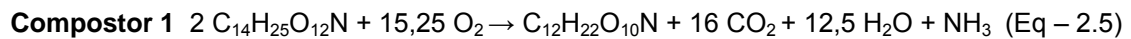
As fórmulas químicas para o resíduo inicial e compostado no exterior são apresentadas na Tabela 2.10, na qual se pode constatar que a composição de ambos os materiais é semelhante devido à semelhança nas fórmulas químicas, o mesmo não se verifica para o composto dos reactores laboratoriais relativamente ao resíduo inicial.

Uma observação mais atenta da Tabela 2.10 permite constatar que o composto de exterior revela um ligeiro enriquecimento em azoto, enquanto o composto obtido em laboratório revela um empobrecimento em azoto, o que também é evidenciado pelos valores da razão C/N.

Tabela 2.10 – Fórmula química dos substratos

Fórmula Química	
Resíduo inicial	$C_{14}H_{25}O_{12}N$
Compostor 1	$C_{12}H_{22}O_{10}N$
Compostor 2	$C_{13}H_{24}O_{11}N$
Reactor A	$C_{18}H_{31}O_{15}N$
Reactor C	$C_{15}H_{27}O_{13}N$
Reactor D	$C_{19}H_{33}O_{16}N$

Depois de estimada a fórmula química para os materiais, sabendo que a reacção de compostagem se dá na presença de oxigénio e liberta dióxido de carbono, vapor de água e amónia, escreveram-se as equações do processo para todos os compostores e reactores.



### 2.6.2. Coeficiente estequiométrico

A partir das equações químicas obtidas, Equações 2.5 a 2.9, podemos determinar o coeficiente médio de degradação de massa de sólidos voláteis por mole de  $CO_2$  libertada, através da Equação 2.10 e que se apresenta na Tabela 2.11.

$$Y_{CO_2} = \frac{Coef_{CO_2} \cdot V_{molar\_ar}(PTN)}{Coef_{res\_deg} \cdot M_{molar\_res\_deg}} \left[ \frac{dm^3 CO_2}{gSV_{deg}} \right] \quad (Eq - 2.10)$$

Tabela 2.11 – Valores do coeficiente estequiométrico

Coeficiente ( $\text{dm}^3\text{CO}_2\cdot\text{gSV}^{-1}_{\text{deg}}$ )	
Compostor 1	0,79
Compostor 2	0,87
Reactor A	0,74
Reactor C	0,79
Reactor D	0,73
MÉDIA	0,78

Adicionalmente, para os reactores de laboratório foi possível calcular o coeficiente de degradação do resíduo, através da análise da fase gasosa e da fase sólida ao longo do processo de compostagem. Na Figura 2.21 ilustra-se esse cálculo através da obtenção do declive da representação de  $V_{\text{CO}_2\text{acum}(i)}$  versus  $SV_{\text{deg}(i)}$

Os resultados obtidos para o coeficiente estequiométrico foram: 1,07 para o reactor A, 0,76 para o reactor C e para o reactor D 0,70  $\text{dm}^3\text{CO}_2\cdot\text{gSV}^{-1}_{\text{deg}}$ .

Os valores obtidos encontram-se muito próximos, tanto entre compostores/reactores distintos, como entre diferentes ensaios, como entre métodos de cálculo distintos. Apenas é observável, no segundo método de cálculo, uma relativa diferença entre o reactor A e os restantes, induzindo a que as condições de operação do reactor A serão mais favoráveis à libertação de  $\text{CO}_2$ .

### 2.6.3. Produção de $\text{CO}_2$

O volume de  $\text{CO}_2$  produzido e acumulado ao longo do tempo foi calculado através da Equação 2.11 e apresenta-se na Figura 2.21.<sup>16</sup>

$$V_{\text{CO}_2\text{acum}} = \sum_{i=1}^n \frac{y_{\text{CO}_2(i)} \cdot Q_{e_i} + y_{\text{CO}_2(i-1)} \cdot Q_{e(i-1)}}{2} \cdot (t_{(i)} - t_{(i-1)}) \quad [\text{dm}^3 \text{PTN}] \quad (\text{Eq - 2.11})$$

onde:

- t é o tempo de reacção
- $y_{\text{CO}_2(i)}$  é a fracção molar no gás de exaustão de  $\text{CO}_2$  no instante i
- $Q_{e(i)}$  é o caudal de entrada no instante i

Analisando a Figura 2.22 relativa à produção de  $\text{CO}_2$  durante o processo de compostagem e ao grau de conversão dos reactores, observa-se que o volume de  $\text{CO}_2$

produzido pelos reactores C e D (ambos a 55°C) é inferior ao volume produzido pelo reactor A (a 40 °C), apesar de o grau de conversão de sólidos voláteis ser bastante semelhantes em todos.

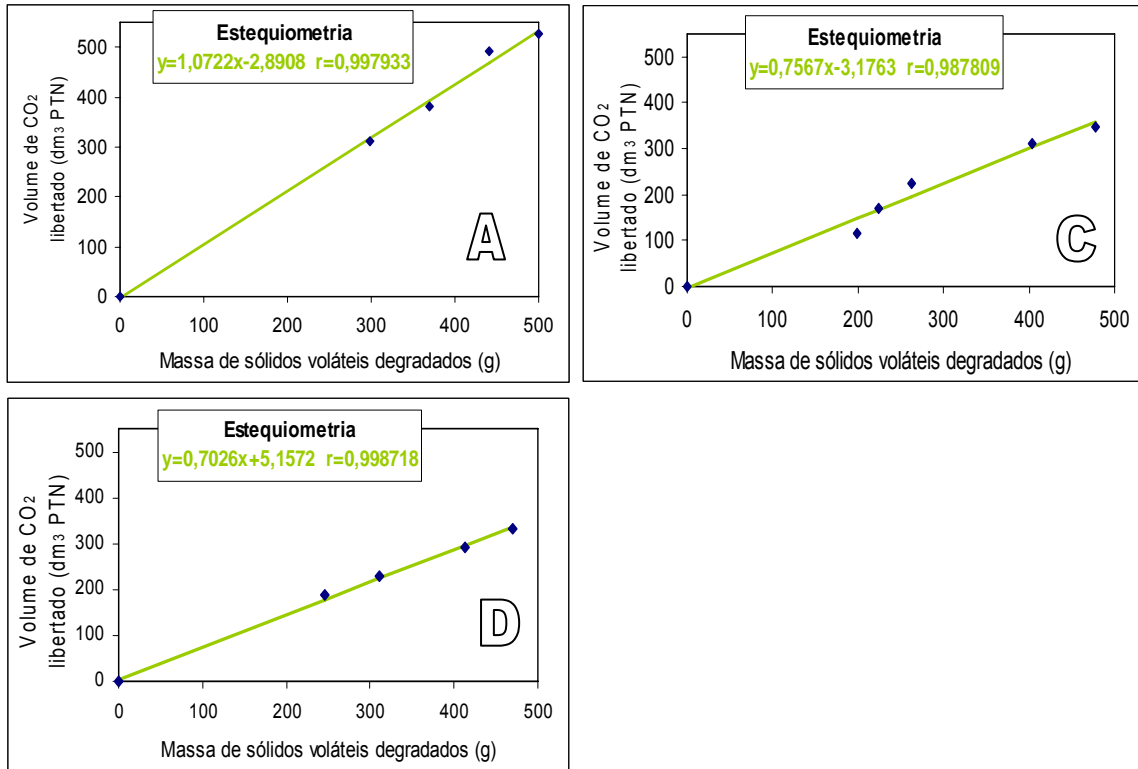


Figura 2.21 – Representação gráfica do cálculo dos coeficientes estequiométricos das reacções, Reactor A (40°), C e D (55°)

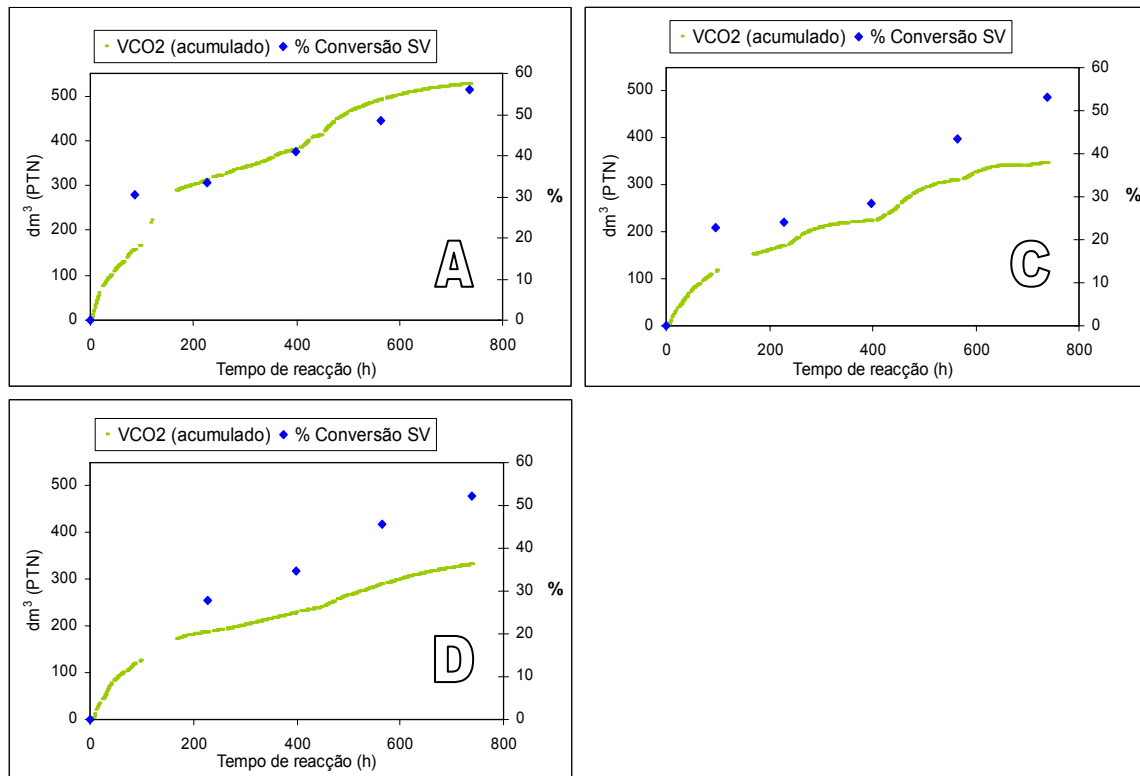


Figura 2.22 – Volume de CO<sub>2</sub> acumulado e grau de conversão de sólidos voláteis ao longo do processo, Reactor A (40°), C e D (55°)

Para avaliar a velocidade de reacção, foi determinada a velocidade de produção de CO<sub>2</sub>, através da derivada numérica da curva de CO<sub>2</sub> acumulado no tempo, utilizando a expressão matemática para pontos não equidistantes,<sup>a</sup> por unidade de massa de sólidos voláteis presente em cada instante, segundo a Equação 2.12.

$$r_{CO_2} = \frac{\partial CO_2}{\partial t} \cdot \frac{44 \times 10^{-3}}{22,4} \cdot \frac{1}{m_{sv}} \quad [mg_{CO_2} \cdot g_{sv}^{-1} h^{-1}] \quad (\text{Eq - 2.12})$$

Pode observar-se pela Figura 2.23 que a velocidade de reacção é mais elevada nas primeiras horas de operação, sofrendo em seguida uma redução gradual. No restante tempo de reacção são visíveis períodos de abrandamento na produção de dióxido de carbono, que correspondem a inactivações possivelmente por secagem do material, e zonas de maior velocidade (picos). Esses aumentos de produção de CO<sub>2</sub> correspondem

<sup>a</sup> A derivada numérica de  $y_n$  em  $x_n$  com base nos pontos  $y_{n-1}$  e  $y_{n+1}$  e nos intervalos da variável independente  $h_1 = x_n - x_{n-1}$  e  $h_2 = x_n - x_{n+1}$  é dada por:

$$y'_n = \frac{h_1^2 y_{n+1} + (h_2^2 - h_1^2) y_n - h_2^2 y_{n-1}}{h_1 h_2 (h_1 + h_2)}$$

aos momentos a seguir às amostragens em que o material era revolvido, a humidade corrigida e, conseqüentemente, a actividade microbiológica intensificada.

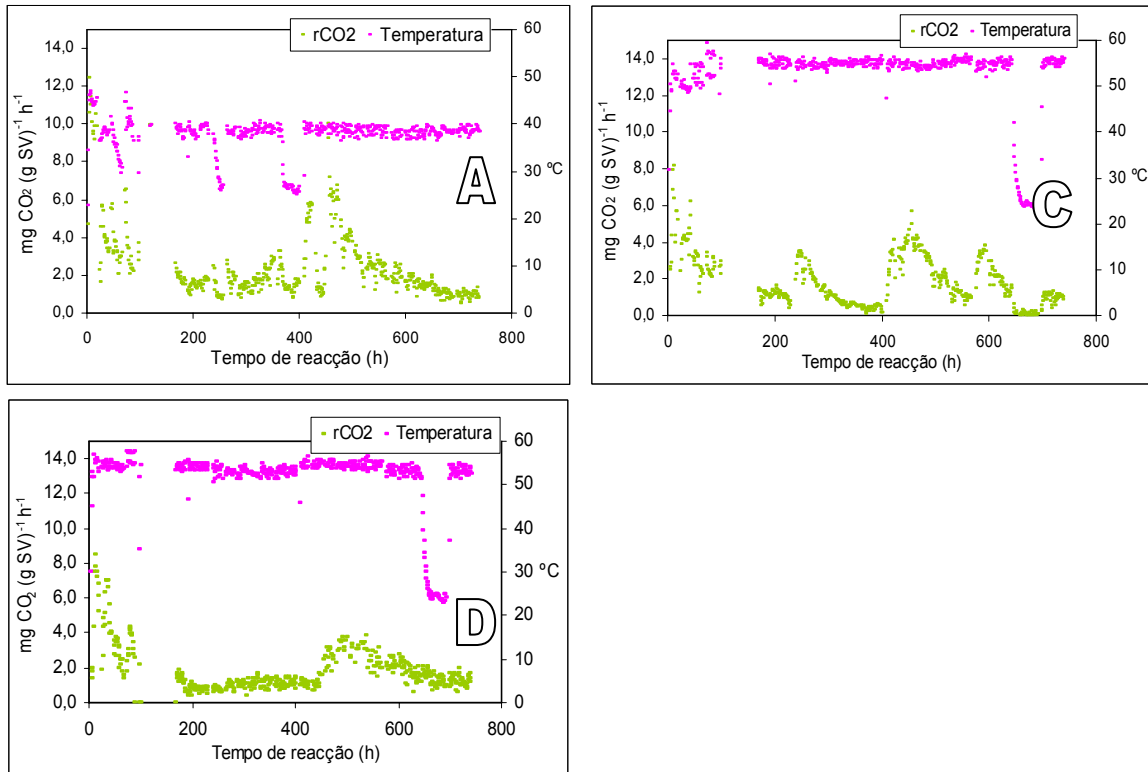


Figura 2.23 – Velocidade de reacção e temperatura de operação ao longo do tempo, Reactor A (40°), C e D (55°)

#### 2.6.4. Cinética do processo

Considerando que cada estágio de decomposição ocorrido ao longo do processo pode ser modelado com um CSTR, num processo que requer 60 a 180 dias<sup>20</sup>, em cada estágio de decomposição de matéria orgânica, esta é determinada com base no balanço mássico, em estado estacionário, conforme a Equação 2.13 e assumindo que a sua degradação ocorre segundo uma cinética de primeira ordem em relação aos sólidos voláteis biodegradáveis.

Em cada estágio de decomposição da matéria orgânica, esta é determinada por balanço de massa.

$$0 = SVB_o - SVB_i - k_d(SVB_i)TR \quad (\text{Eq - 2.13})$$

Assim, é possível estimar a massa de sólidos voláteis biodegradáveis presentes num determinado instante, através da Equação 2.14.



$$SVB_t = \frac{SVB_0}{1 + k_d TR} \quad (\text{Eq - 2.14})$$

sendo  $k_d$  a constante de velocidade de primeira ordem de decomposição de sólidos voláteis,  $SVB_0$  a massa de sólidos voláteis biodegradáveis no início do processo,  $SVB_t$ , a massa de sólidos voláteis biodegradáveis no instante  $t$  e  $TR$  o tempo de processamento entre o início e o instante  $t$ .

Segundo Schulze<sup>47</sup>, a velocidade de consumo de oxigênio,  $-r_{O_2}$ , pode ser obtida através de uma expressão empírica (Equação 2.15).

$$-r_{O_2} = 0,11(1,066)^T \quad [g_{O_2} \cdot kg_{sv}^{-1} \cdot h^{-1}] \quad (\text{Eq - 2.15})$$

Então, a constante de velocidade de primeira ordem de decomposição de sólidos voláteis,  $k_d$ , pode obter-se por uma expressão formalmente idêntica.<sup>20</sup> Essa expressão (Equação 2.16) foi determinada com base nos coeficientes das equações químicas 2.5 e 2.6, que permitiu obter o coeficiente de degradação de massa de sólidos voláteis por massa de oxigênio consumido,  $Y_{O_2} = 1,6 \text{ kg}_{sv} \cdot \text{kg}_{O_2}^{-1}$ .

$$k_d = (0,11 \times 1,6 \cdot 10^{-3})(1,066)^{T-20} \quad [h^{-1}] \quad (\text{Eq - 2.16})$$

Com base nos graus de conversão obtidos anteriormente pela Equação 2.4, estimou-se a massa de sólidos voláteis em cada momento de amostragem.

Determinou-se a percentagem de biodegradabilidade ( $B$ ) do material com base no seu teor em lenhina, segundo a Equação 2.17 proposta por Dimitris<sup>12</sup>, em que  $x_l$  representa fração de lenhina nos sólidos.

$$B = 0,85(\pm 0,084) - 0,01(\pm 0,0027)x_l \quad (\text{Eq - 2.17})$$

Tabela 2.12 – Grau de conversão e massa de sólidos voláteis presentes nos momentos das amostragens, para o compostor 2

Tempo	$X_{sv}$	SV (kg)	SVB (kg)
0		48,87	38,12
93	0,194272	39,37	30,71
332	0,135753	42,24	32,94
550	0,318441	33,31	25,98
693	0,408926	28,89	22,53
1248	0,424289	28,13	21,95

A representação simultânea da massa de sólidos voláteis biodegradáveis presentes, obtida com base nas determinações experimentais e na Equação 2.14 (Figura 2.24), apresenta um bom ajuste entre as duas e permite aceitar a Equação 2.18 como capaz de descrever, com uma aproximação razoável, a velocidade de degradação dos sólidos voláteis biodegradáveis ao longo do processo.

Foi apenas representado o comportamento do compostor 2, por ser o que apresenta um conjunto de dados experimentais mais completo.

$$-r_{SVB} = (1,8 \cdot 10^{-4})(1,066)^{T-20} SVB_t \quad [kg_{SV} \cdot h^{-1}] \quad (\text{Eq - 2.18})$$

sendo T a temperatura em °C do material, registada experimentalmente.

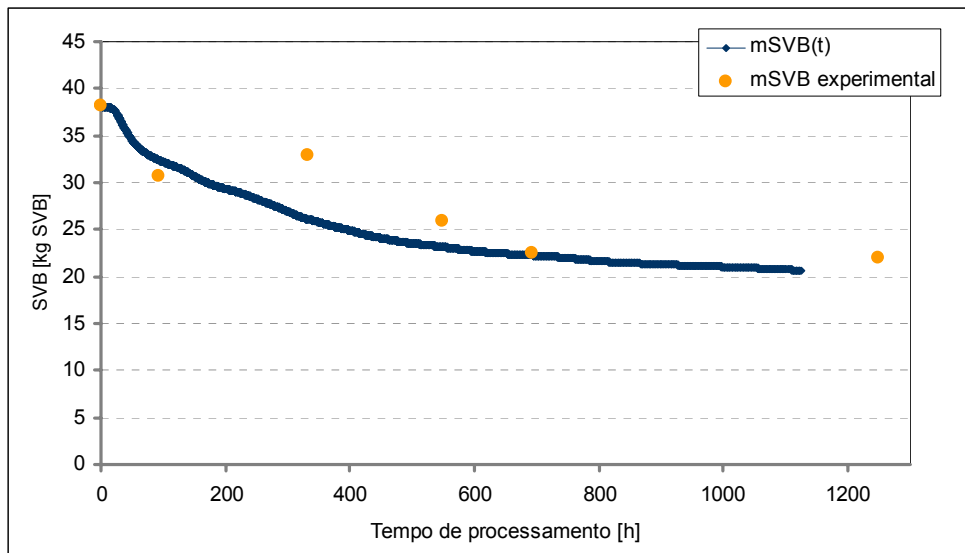


Figura 2.24 – Massa de sólidos voláteis biodegradáveis presentes ao longo do tempo no compostor 2

Sabendo a massa de sólidos voláteis que se degrada entre os instantes t e t-1, é possível estimar a quantidade de oxigénio estequiometricamente consumido em cada intervalo de tempo.

Assim, a partir das fracções mássicas elementares ( $w_{ij}$ ) anteriormente calculadas (ver Tabela 2.1 e 2.4), é possível calcular o coeficiente estequiométrico de consumo de oxigénio, através da Equação 2.19.

$$W_{O_2} = 32 \left[ \frac{w_{CS}}{12} + 0,5 \frac{w_{HS}}{2} - \frac{w_{OS}}{32} - \varepsilon \left( \frac{w_{CO}}{12} + 0,5 \frac{w_{HO}}{2} - \frac{w_{OO}}{32} \right) \right] \quad [kg_{O_2} \cdot kg_{SV}^{-1}] \quad (\text{Eq - 2.19})$$

$\varepsilon'$  é o rendimento do processo em base seca sem cinzas, que se obtêm pela Equação 2.20.

$$\varepsilon' = \frac{SV_{composto}}{SV_{residuo}} \quad (\text{Eq - 2.20})$$

Assim, o consumo horário de  $O_2$  ao longo do processo é calculado pela Equação 2.21.

$$Consumo\ O_2 = \frac{(SVB_t - SVB_{t-1})W_{O_2}}{\Delta t} \quad [kg_{O_2} \cdot h^{-1}] \quad (\text{Eq - 2.21})$$

Com o consumo de  $O_2$  é possível determinar, através da Equação 2.22, o caudal de ar estequiométrico em condições PTN.

$$Q_{est.} = \frac{Consumo\ O_2}{32 \times 0,21} \times 22,4 \quad [m^3\ PTN \cdot h^{-1}] \quad \text{Eq - 2.22}$$

Contudo, o arejamento estequiométrico não será suficiente para remover a humidade do resíduo em excesso e promover o arrefecimento do material, quando necessário. Nesse sentido, estimou-se também o caudal de arejamento que removeria a água gerada estequiometricamente na reacção de decomposição, partindo do pressuposto que o ar, após atravessar o material, abandona o sistema saturado à temperatura do processo. O coeficiente estequiométrico de geração de água ( $m_{H_2O}$ ) é dado pela Equação 2.23.

$$m_{H_2O} = \frac{W_{HS}}{2} - \varepsilon' \frac{W_{HO}}{2} \times 18 \quad [kg_{H_2O} \cdot kg_{SV}^{-1}] \quad (\text{Eq - 2.23})$$

Assim, a massa de água gerada por unidade de tempo ao longo do processo é dada pela Equação 2.24.

$$Geração\ H_2O = \frac{(SVB_t - SVB_{t-1})m_{H_2O}}{\Delta t} \quad [kg_{H_2O} \cdot h^{-1}] \quad (\text{Eq - 2.24})$$

O caudal de ar que contempla a remoção da água gerada será dado pela Equação 2.25.

$$Q_{rem.} = \frac{Geração\ H_2O}{W_{VA}} \quad [m^3\ PTN \cdot h^{-1}] \quad (\text{Eq - 2.25})$$

sendo  $W_{VA}$  a razão de saturação do vapor de água no ar seco, à temperatura experimental, e cujo valor pode ser obtido pela Equação 2.26.

$$W_{VA} = \frac{P_{v, sat}}{P} \times 0,622 \quad [kg_{H_2O} \cdot kg_{ar}^{-1}] \quad (\text{Eq - 2.26})$$

$$P_{v, sat} = 10^{\left(\frac{a}{T+b}\right)} \quad [mmHg] \quad (\text{Eq - 2.27})$$

em que a, b são constantes para a água (a=-2238), (b=8,896) e  $P_{v, sat}$  é a pressão de vapor de saturação da água em mmHg.

Tabela 2.13 – Parâmetros determinados

Parâmetro	
$\varepsilon' [kg_{SV \text{ composto}} \cdot kg_{SV \text{ resíduo}}^{-1}]$	0,506
$W_{O_2} [kg_{O_2} \cdot kg_{SV}^{-1}]$	0,564
$m_{H_2O} [kg_{H_2O} \cdot kg_{SV}^{-1}]$	0,266
Biodegradabilidade	0,778

Analisando a Figura 2.25 relativamente aos caudais de ar, observa-se que deveria proceder-se ao arejamento forçado de forma a satisfazer as necessidades estequiométricas de arejamento e para remoção da água gerada. O arejamento poderia ser feito em 3 estágios diferentes. Os caudais de arejamento a fornecer foram determinados por massa de sólidos voláteis, de forma a uma aplicação mais generalizada e possibilidade de comparação com dados da bibliografia.

O primeiro estágio duraria as primeiras 100 horas de reacção, em que seria necessário fornecer uma grande quantidade de ar para as necessidades estequiométricas e para remover algum calor, visto a temperatura atingir valores muito elevados, e de forma a prolongar o pico de reacção. Neste primeiro estágio o caudal de ar que deveria ser fornecido seria de  $12,2 \cdot 10^{-3} \text{ m}^3 \text{PTN.SV}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$  (Tabela 2.14), calculado com base nas necessidades estequiométricas e com um excesso de ar de 100%, o que vai de encontro à bibliografia que sugere um caudal de arejamento na gama de 10 – 15  $\text{m}^3 \text{PTN.SV}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ .<sup>14</sup> A partir das 100 horas de reacção, as necessidades de ar decrescem, tendo sido determinados os caudais de arejamento adequados para o segundo e terceiro estágio com base no caudal de remoção da água gerada, por este ser superior ao caudal estequiométrico. Para o segundo estágio, entre as 100 e as 500 horas de reacção, deveria ser fornecido um caudal de ar de cerca de  $2,4 \text{ m}^3 \text{PTN.SV}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$  (Tabela 2.14), o

que corresponde a um excesso de ar de 100%, relativamente às necessidades estequiométricas. Para o último estágio, que decorrerá das 500 horas de reacção até ao final do processo, o caudal de arejamento a fornecer seria de cerca de  $1,2 \text{ m}^3 \text{PTN.SV}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$  (Tabela 2.14), correspondendo a um excesso de ar de 500% em relação ao caudal estequiométrico para o mesmo período.

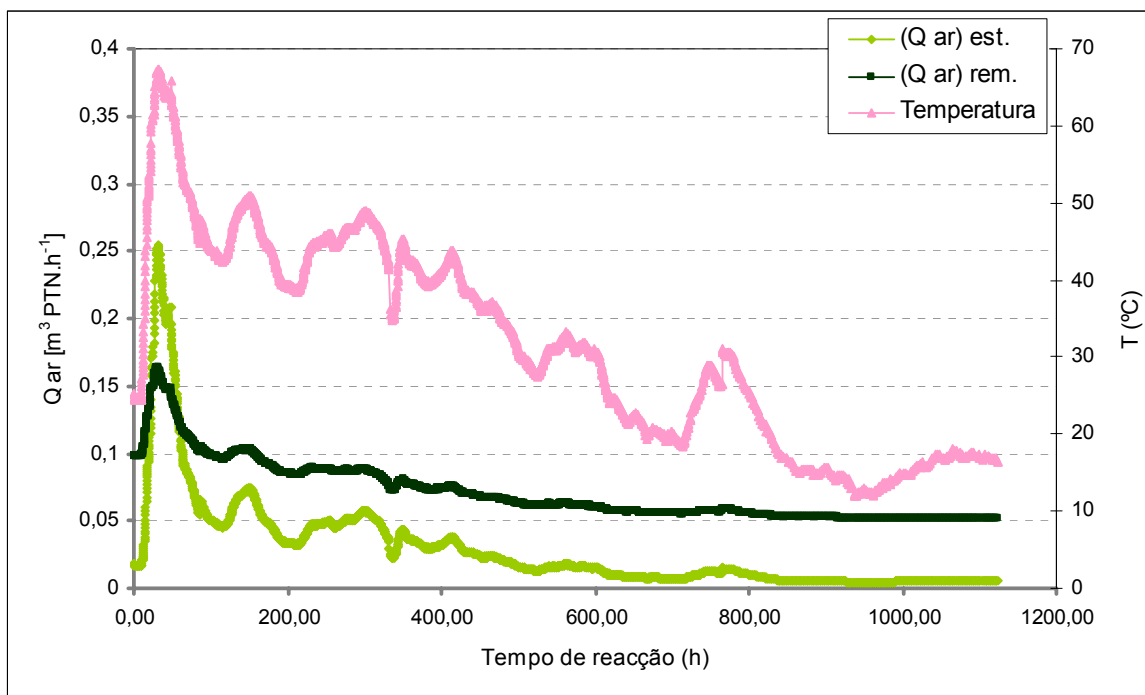


Figura 2.25 – Representação do caudal de ar de arejamento estequiométrico e de remoção de água para o compostor 2

Tabela 2.14 – Caudal de ar de arejamento e excesso de ar

Tempo reacção (h)	$Q_{ar} (\text{m}^3 \text{PTN.SV}^{-1} \cdot \text{h}^{-1} \cdot 10^{-3})$	Excesso de ar (%)
[0 – 100]	12,2	100
[100 – 500]	2,4	100
[500 – 1100]	1,2	500

## 2.7. AVALIAÇÃO DO MATERIAL COMPOSTADO PARA APLICAÇÃO NO SOLO

### 2.7.1. Teste de vaso

Como análise preliminar da qualidade do material resultante da compostagem, é importante determinar se este é prejudicial ao crescimento das plantas. Para tal foi realizado um teste de fitotoxicidade. Neste teste pretendeu avaliar-se a toxicidade do material compostado em diferentes concentrações de aplicação e a capacidade de

tolerância das plantas ao composto.<sup>4</sup> Para este teste convém usar material compostado fresco. Se este já tiver algum tempo, os resultados obtidos não são viáveis.

Para isso foram semeadas 3 g de Azevém (*Lolium Multiflorum*) em vasos com proporções de composto/terra de jardim de 25/75 e 50/50, homogeneizado. Preparam-se três réplicas, em vasos de plástico com perfurações na base, nas proporções acima referidas, e outras três com 100% de terra, para permitir a comparação e avaliação da tolerância das plantas.

O Azevém é uma planta recomendada para o teste, visto ser de crescimento rápido e não necessitar de muitos cuidados para se desenvolver.

A quantidade de sementes que se colocam nos vasos deve ser sempre igual e estas devem ser enterradas a pouca profundidade, apenas para ficarem cobertas de terra. Os vasos foram colocados em local com muita luminosidade, sendo regados regularmente. Ao fim de 28 dias, quando o crescimento estabilizou, cortaram-se as plantas pela raiz e colocaram-se na estufa a 90°C durante 24 horas e, posteriormente, foram pesadas.

Os resultados do teste (Tabela 2.15) vêm expressos num índice de crescimento<sup>3</sup> (Gm). Este índice é dado pela Equação 2.28.

$$G_m = \frac{M_{amostra\ seco}(g)}{M_{branco\ seco}(g)} \quad (\text{Eq - 2.28})$$

Tabela 2.15 – Resultados do teste de vaso e índice de crescimento

Compostor 1		Compostor 2	
%V <sub>composto</sub> / %V <sub>solo</sub>	Gm <sub>média</sub>	%V <sub>composto</sub> / %V <sub>solo</sub>	Gm <sub>média</sub>
25/75	3,17	25/75	2,99
50/50	2,68	50/50	1,47

Quanto maior for o Índice de crescimento das sementes, melhor a qualidade do composto, pelo que se pode observar qual o composto com melhor qualidade para o crescimento de plantas.

Por observação da Tabela 2.12, pode concluir-se que a melhor proporção de composto/solo a utilizar é a de 25/75 pois, com ambos os compostos, esta proporção foi a que apresentou índices mais elevados.

Neste tipo de ensaios de germinação onde é testado o desenvolvimento de certas sementes, sabe-se que na fase final termofílica o composto é inibidor do crescimento

vegetal, o que justifica os melhores valores de Compostor 1 relativamente ao Compostor 2, por se encontrar o 1º numa fase mais avançada de maturação e estabilização.<sup>32</sup>

### **2.7.2. Classificação do composto**

Com a análise do teste de fitotoxicidade e as restantes características determinadas, podemos avaliar que tipo de composto foi obtido e as suas possibilidades de utilização.

Com base no teste de vaso, verificamos que, tanto com 25% como com 50% de composto, a sua utilização é vantajosa para a germinação. No entanto, obtêm-se melhores resultados utilizando 25% de composto, pois, devido às suas características e às quantidades de certos componentes o uso de grandes quantidades de composto pode diminuir a sua eficácia.

Em relação ao rótulo ecológico temos o cumprimento dos seguintes critérios ecológicos: o composto não contém turfa, o seu teor de matéria orgânica decorre da transformação de resíduos, neste caso compostagem de resíduos de aviário, não contém lamas de degradação e não contém minerais extraídos de qualquer sítio protegido. De entre critérios ecológicos, as análises realizadas ao composto revelaram que este não possuía contaminantes físicos, nomeadamente vidro, metal e plástico, e que, quanto ao azoto total (determinado nos ensaios sob a forma de azoto kjeldhal), as percentagens presentes nos compostos são inferiores mas muito próximas da máxima admitida e as de azoto orgânico estão também muito próximas do limite (ver Tabela 2.16). Relativamente ao comportamento do produto, este possui uma percentagem de matéria seca e de matéria orgânica superior à mínima exigida e, através do teste de vaso, verificámos que o composto não possui efeitos negativos na germinação e crescimento das plantas.

Um dos parâmetros que poderá trazer dificuldades de cumprimento dos requisitos para atribuição do REC será o azoto, por se encontrar muito próximo do limite nos compostores de exterior. No entanto, nos ensaios em laboratório obteve-se uma percentagem de azoto total inferior (ver Tabela 2.16), o que leva a crer que, se a compostagem ocorrer em condições semelhantes às utilizadas em laboratório, poderá conseguir-se um composto com uma percentagem de azoto com maior margem, com vista à atribuição do rótulo ecológico. A utilização de condições semelhantes às de laboratório passará essencialmente pela manutenção de uma temperatura de compostagem constante em toda a pilha, por um período mais longo e por conseguir um remeximento capaz de arejar todo o resíduo.

Os compostos obtidos nos compostores 1 e 2 tinham uma humidade de 45% e 35%, um pH de 8 e 8,5 respectivamente, uma reduzida granulometria e um teor em matéria

orgânica na ordem dos 70%, o que, segundo dados de bibliografia<sup>74</sup>, faz com que possam ser considerados compostos correntes, os quais possuem uma qualidade mínima para utilização generalizada na agricultura.

Segundo a mesma fonte<sup>74</sup>, poderá também ser considerado o composto resultante do processo como composto biológico, por ter origem em estrume de aves de capoeira e subprodutos orgânicos de alimentos (casca de arroz).

Tabela 2.16 – Valores de concentração de azoto determinados nos ensaios e valores apresentados no Rótulo Ecológico Comunitário

Azoto	Valor médio ensaio de exterior	Valor médio ensaio de laboratório	Valor limite REC
<b>Total (% bs)</b>	2,95	2,13	<3
<b>Orgânico (% bs)</b>	2,39 (=0,81.Azoto <sub>total</sub> )	1,78(=0,84.Azoto <sub>total</sub> )	<0,8.Azoto <sub>total</sub>

## 2.8. AVALIAÇÃO DA AMÓNIA

### 2.8.1. Compostores de exterior

Neste estudo foi determinado o azoto total (sob a forma de azoto kjeldhal), amoniacal e orgânico da fase sólida, tendo sido desprezado o azoto sob a forma de NO<sub>x</sub> por se considerar uma contribuição irrelevante neste tipo de resíduo.

Nas Figuras 2.26 e 2.27 está representada a massa total de azotos dentro dos compostores de exterior. Entre o ponto inicial e final verifica-se que a quantidade de azoto diminuiu durante o processo à custa da diminuição do azoto orgânico, havendo pouca variação na massa de azoto amoniacal no resíduo. Apesar de a massa de azoto total ter diminuído, o teor em base seca manteve-se (ver Tabelas 2.1 e 2.4). No entanto, foram desprezados no gráfico alguns aumentos incoerentes, que podem ser explicados pelo facto de a pilha ser bastante grande e o processo não ter ocorrido em toda ela ao mesmo ritmo e, como tal, poder-se-ão ter retirado amostras de locais muito diferentes, a nível de fase de degradação, nos distintos momentos de amostragem.



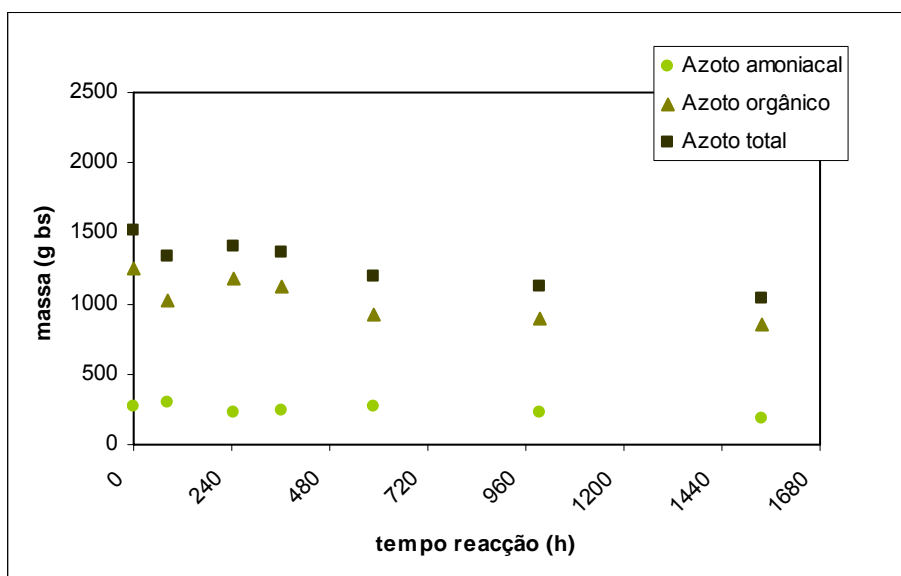


Figura 2.26 – Evolução das massas totais de azoto do compostor 1

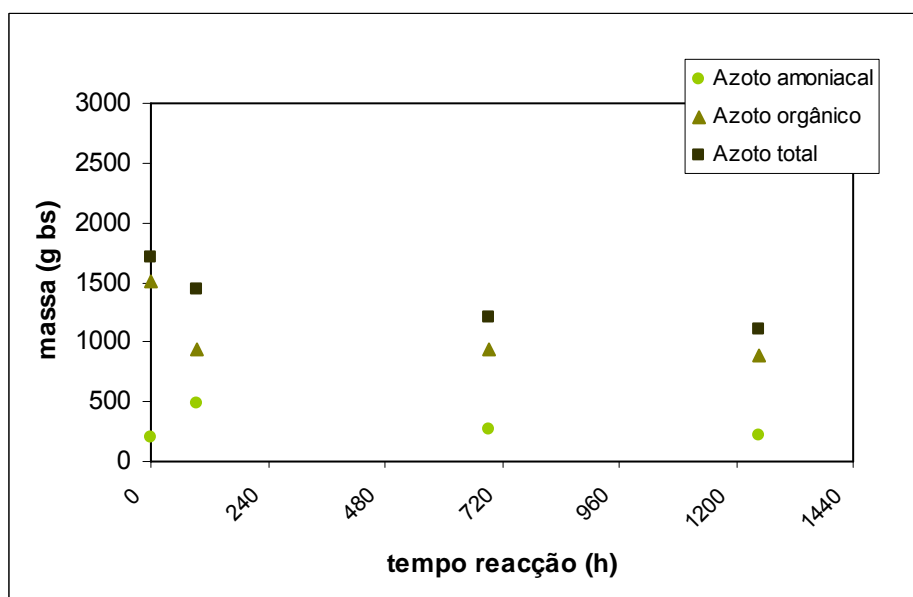


Figura 2.27 – Evolução das massas totais de azoto do compostor 2

### 2.8.2. Reactores de compostagem laboratoriais

Para obtenção das massas totais de azoto libertado sob a forma de gás, foi feita a extrapolação do azoto presente em 1,5 mL de solução para o volume total de solução no momento da análise. Quanto ao azoto presente na fase sólida, a sua massa total foi determinada recorrendo ao produto entre a percentagem de azoto determinada e a massa total de resíduo no momento da análise.

Passando à análise das Tabela 2.17 e 2.18, no reactor A verifica-se um balanço correcto, em que o azoto total do início é sensivelmente igual ao do fim. Analisando o fluxo, pode verificar-se que o azoto amoniacal presente na fase sólida aumentou ligeiramente e uma grande parte do azoto orgânico inicial é libertada sob a forma de gás, sendo apenas uma pequena parte libertado na purga. A libertação de amónia torna-se mais provável quando o teor em azoto do resíduo é superior 2,4%, como é o caso do resíduo em estudo (ver Tabela 2.1), pois a quantidade que excede o necessário para os microorganismos incorporarem na sua massa celular será libertado na forma de amónia gasosa.<sup>2</sup>

Nos reactores C e D, que operaram a uma temperatura mais elevada, não foi possível fechar o balanço mássico ao azoto. Pelos seus fluxos verifica-se na Tabela 2.17 e 2.18 que, em ambos, grande parte do azoto presente no sólido no início é perdido. Na sua maioria essa perda foi sob a forma de amónia gasosa e uma pequena porção na purga.

O facto de aparecer azoto no condensado (Tabela 2.17) denuncia que uma parte do azoto gasoso se tenha perdido, pois, como a corrente que passa pelo condensador era a que vinha do borbulhador de captura da amónia, isso significa que nem toda a amónia gasosa foi capturada. Não tendo o condensador no seu interior um meio de captura, parte da amónia que aí chega é perdida para o exterior. Isso é relevante, em especial, nos reactores C e D, pois, para além de terem maior quantidade de azoto no condensado, também o facto de terem operado a temperatura mais elevada fez com que a corrente gasosa chegasse à unidade de análise a temperatura mais elevada, favorecendo o escape da amónia sob a forma de gás. Indo de encontro ao que é apresentado por Paillat<sup>36</sup>, que diz que com o aumento da temperatura a transferência de  $\text{NH}_3$  para a atmosfera aumenta. Podendo justificar-se assim a perda de azoto do início para o final do processo.

Umas das vantagens da compostagem de resíduos como este, ricos em azoto, é que o azoto passa a liberta-se mais lentamente após compostado, porque se transforma em azoto orgânico e nesta forma a mineralização no solo é mais lenta. No entanto, a grande desvantagem encontrada neste estudo foi a sua grande libertação sob a forma de gás durante o processo. Como tal, existem já algumas formas para controlar essa libertação e tornar o processo de compostagem um método de eliminação de resíduos mais limpo em termos ambientais.

Tabela 2.17 – Balanço mássico do azoto nos reactores de laboratório

	Massa início (g)	Massa fim (g)		
		Reactor A	Reactor C	Reactor D
<b>Capturado (N/NH<sub>3</sub>)</b>	0	8,5373	8,67786	8,2951
<b>Condensado (N/NH<sub>3</sub>)</b>	0	0,2631	0,44785	0,4838
<b>Purga (N/NH<sub>3</sub>)</b>	0	1,6302	1,18262	0,8990
<b>Sólido (N/NH<sub>3</sub>)</b>	5,2045	6,2008	1,01700	1,0370
<b>Sólido (N/Norgânico)</b>	27,4397	17,4000	9,61432	7,9697
<b>TOTAIS</b>	32,6442	34,0312	20,9396	18,6845

Tabela 2.18 – Distribuição da percentagem de azoto por fases nos reactores

Fase		%N <sub>início</sub>	Reactor A	Reactor C	Reactor D
			%N <sub>fim</sub>	%N <sub>fim</sub>	%N <sub>fim</sub>
<b>Gasosa (N/NH<sub>3</sub>)</b>		0	26	28	27
<b>Sólida</b>	<b>(N/NH<sub>3</sub>)</b>	16	18	3	3
	<b>(N/Norgânico)</b>	84	51	29	24
<b>Líquida (N/NH<sub>3</sub>)</b>		0	5	4	3

### 2.8.3. Formas de diminuir as emissões de amónia

Apesar de ser impossível eliminar as emissões de gases para a atmosfera, estes podem ser tecnicamente controlados, tanto por métodos químicos como biológicos. Relativamente a correntes gasosas ricas em amónia, temos, como opções, a absorção, a biofiltração e a biolavagem.<sup>46</sup>

#### 2.8.3.1. Químicos – Absorção

Durante a absorção, os componentes da corrente gasosa de saída são dissolvidos num lavador líquido. A transferência de massa é principalmente controlada pela solubilidade das substâncias e pela superfície interfacial gás-líquido.

Para a remoção da amónia, em particular, lavagem com ácido sulfúrico tem sido aplicada com sucesso. A vantagem deste processo é a formação de solução de sulfito de amónio, que pode ser utilizada como fertilizante.

Este processo é frequentemente combinado com um biofiltro para remoção dos odores que permanecem na corrente.<sup>46</sup>

### **2.8.3.2. Biológicos**

Os sistemas biológicos de tratamento de gases contam com a actividade de microorganismos que estão aptos para degradar contaminantes orgânicos presentes na corrente de ar. Os microorganismos fixam-se nos poluentes e oxidam-nos, transformando-os preferencialmente em CO<sub>2</sub> e H<sub>2</sub>O, ou noutros gases menos poluentes que os iniciais.

Assim, os sistemas biológicos reduzem as emissões de gases com mau odor e não têm associado o mesmo problema que outros métodos, os líquidos de lavagem ou os adsorventes, que se tornam num resíduo problemático.

Além de tudo isso, estes métodos requerem um baixo uso de químicos e os custos energéticos que lhe estão associados são baixos, pois operam à pressão atmosférica e temperatura ambiente. Consequentemente, os custos de investimento e operação são baixos, comparativamente a outros sistemas.<sup>46</sup>

Existem dois sistemas biológicos habitualmente usados para tratamento de gases:

#### **Biofiltros**

Consiste num reator de leito-fixo, cheio com um material de acondicionamento biologicamente activo. Os microorganismos fixam-se no meio, alimentando-se dos compostos orgânicos contidos no gás de saída.

Os biofiltros são normalmente combinados com lavadores húmidos. Os lavadores são usados para humidificar a passagem de ar para o filtro, para evitar a secagem do material filtrante. Os materiais biofiltrantes usados são: o próprio composto, turfa, raízes, casca de árvore, pedaços de madeira e outras combinações. Uma propriedade importante dos meios é a capacidade de retenção de água.

Os biofiltros podem ser abertos ou fechados para a atmosfera. Nos biofiltros abertos, o ar de exaustão circula para o leito do biofiltro em sentido ascendente. O problema associado aos biofiltros abertos é que o material do biofiltro fica directamente exposto às condições climáticas, o que pode influenciar a performance do filtro. Os biofiltros fechados são menos afectados pelas condições atmosféricas que os abertos.<sup>45</sup>

#### **Biolavadores**

Biolavagem é um processo biológico de tratamento de gases de exaustão, em que estes são “lavados” num sistema de absorção com um líquido de lavagem. Este líquido é sequencialmente retirado e transferido para um tanque de activação, onde os

constituintes absorvidos pelo líquido são degradados por microorganismos. O líquido é continuamente recirculado no processo.

Os biolavadores podem ser abastecidos com materiais de transporte para fornecer superfície adicional aos microorganismos. O biofilme formado rapidamente tem um grande efeito na eficiência de degradação do lavador. Para evitar entupimentos, o material de transporte deve ter poros largos e deve ser limpo frequentemente.

Caso necessário, devem ser adicionados nutrientes ao líquido de lavagem, para obter condições óptimas para os microorganismos.<sup>45</sup>

### **Combinação de biofiltros com biolavadores**

O sistema biológico combina as vantagens das duas tecnologias. O biolavador actua como humidificador e degrada uma grande parte da carga poluente. Este também tem um efeito-tampão, que previne o biofiltro de receber grandes concentrações de substâncias poluentes que de outro modo pode levar a uma subida de temperatura no material do biofiltro, conduzindo a uma redução no processo de degradação. Pois, altas temperaturas resultam na evaporação da água e, conseqüentemente, na secagem do material do biofiltro.<sup>45</sup>

São ainda recomendados nalguma literatura a adição de diversos materiais e substâncias nas pilhas de compostagem, não como métodos de tratamentos da corrente gasosa, mas com a finalidade de reduzir as perdas de amónia por volatilização durante o processo. Esses materiais e substâncias podem ser misturados com o material em compostagem ou dispostos em camada à superfície da pilha e têm a capacidade de reduzir as emissões de amónia numa gama entre 47% e 62%. Podem também ser usadas combinações de vários materiais diferentes para se conseguir uma maior eficiência. Alguns desses materiais são: argila, zeólitos porosos, casca de coco; e, como substâncias, pode ser usado:  $\text{CaCl}_2$ ,  $\text{CaSO}_4$ ,  $\text{MgCl}_2$ ,  $\text{MgSO}_4$ , e  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ .<sup>24</sup>

### 3. COMBUSTÃO EM LEITO FLUIDIZADO

Foi estudada a combustão do resíduo de aviário num reactor de leito fluidizado borbulhante à escala piloto, existente no Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro.<sup>54</sup>

#### 3.1. CARACTERIZAÇÃO DOS COMBUSTÍVEIS

Os materiais utilizados como combustíveis nos ensaios foram, o resíduo de aviário antes de ser compostado, o mesmo material após compostagem e uma mistura de resíduo compostado com *pellets* de resíduos florestais. A caracterização química dos combustíveis encontra-se nas Tabelas 3.1 e 3.2 (Ref.b)

O resíduo de aviário original foi já caracterizado de modo mais detalhado na secção 2.1, por ser também o material usado no ensaio de compostagem. Relativamente ao segundo combustível, este resultou da compostagem de resíduo de aviário, o qual foi seco ao ar livre, em caixas rasas de modo a que pudesse ser espalhado, não ultrapassando uma altura de 5 centímetros, durante alguns dias até reduzir a sua humidade para cerca de 15%.

Quanto à classificação do material obtido por compostagem, considera-se que, sendo a compostagem um processo de reciclagem, o material resultante é um subproduto e não um resíduo. O conceito de “resíduo” segundo o DL nº 239/97 e o DL nº 178/2006 é “qualquer substância ou objecto de que o detentor se desfaz ou tem intenção ou obrigação de se desfazer, nomeadamente os identificados na Lista Europeia de Resíduos (...)”. Por outro lado, a Portaria nº 209/2004, ao aprovar a Lista Europeia de Resíduos, reforça esta ideia ao declarar que “as substâncias ou objectos mencionados (...) só são considerados resíduos quando correspondem à definição de resíduo fixada na alínea a) do artigo 3º do DL nº 239/97, de 9 de Setembro”. Também da análise do LER se verifica que em nenhum dos seus capítulos está dito que é resíduo o resultado final da reciclagem. O que parece ser coerente, pois a indústria de reciclagem não se “desfaz” do produto resultante da sua actividade; ao contrário, fornece-o como matéria-prima secundária.

Assim, sendo que o composto é o resultado da reciclagem, este não deve ser considerado um “resíduo” mas uma matéria-prima secundária, e a sua queima é então considerada um processo de valorização e não de eliminação.<sup>34</sup>

Tabela 3.1 – Caracterização química dos *pellets* de resíduos florestais

Composição Elementar (% bs)					Humidade	Cinzas
C	H	O	N	S	(% btq)	(% bs)
49,8	6,7	38,0	3,0	0	9,0	2,5

Os combustíveis estudados foram alvo de análises elementares e de poder calorífico por parte de diferentes entidades ou laboratórios, conforme indicado na Tabela 3.2.

Desenvolveu-se uma pesquisa bibliográfica de análises elementares a materiais semelhantes aos estudados e fórmulas de cálculo para o poder calorífico e apresenta-se nas Tabelas 3.2 e 3.3 a informação recolhida. Pode verificar-se (Tabela 3.2) que os valores obtidos relativamente à composição dos vários materiais analisados por diversos autores são análogos. No caso da cama de aviário existem variações que resultam de diferentes materiais usados como base e também do facto da cama de aviário ser composta pela mistura da casca de arroz com outros materiais, por exemplo, excrementos. Relativamente ao cálculo do poder calorífico, foram utilizadas várias expressões recolhidas (Tabela 3.3); pode ver-se que para uma mesma composição do resíduo as fórmulas apresentadas por autores distintos permitem obter resultados análogos. O PCS do resíduo por compostar e compostado varia na gama 9946 – 14112 kJ/kg (bs) e 10681 – 13076 kJ/kg (bs), respectivamente, valores estes próximos daquele que é apresentado nalguma bibliografia 13500 kJ/kg (bs).<sup>24</sup>

A composição elementar utilizada para efectuar cálculos foi a obtida pelas análises efectuadas no DAO, pois, segundo a Tabela 3.2, os seus valores apresentam-se coerentes com os valores obtidos pelos outros estudos.

Tabela 3.2 – Composição da casca de arroz e cama de aviário

Ref.	Material	Composição elementar (% bs)					Humidade	Cinzas	PCI	PCS
		C	H	O	N	S	(% btq)	(% bs)	(kJ.kg <sup>-1</sup> bs)	
27	Casca de arroz	39,15	5,56	41,90	0,37	0,04	11	14,60	12340	*
39	Casca de arroz	38,98	4,96	35,9	0,44	0,18	10,3	21,78	12300	*
23	Casca de arroz	38,42	5,46	41,12	0,36	0,04	11	14,60	12340	*
38	Casca de arroz	*	*	*	*	*	*	15,5	*	16255
5	Cama de aviário	37,47	5,10	31,82	3,72	0,41	27,4	21,63		14872
9	Cama de aviário	34,70	5,20	54,09	5,60	0,13	*	*	17410	*
a	Cama de aviário	36,1	3,53	40,89	2,62	0,16	5,7	16,70		9946
	Cama de aviário – Compostada	32,5	4,96	34,4	2,27	0,14	5,2	25,80	*	11952

b	Cama de aviário	34,84	5,21	38,99	2,87	**	25	18,09	*	12597
	Cama de aviário – Compostada	30,48	4,59	34,68	2,95	**	15	27,30	*	10681

Notas: \* - valores não indicados pelo autor;

\*\* - análises não efectuadas;

a - análises efectuada pelo Instituto de Ciência Aplicada e Tecnologia (ICAT) da Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa;

b - análises efectuadas no decurso deste trabalho no Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro.

Tabela 3.3 – Fórmulas do poder calorífico superior

Material	Análises	Fórmulas	PCS (kJ.kg <sup>-1</sup> bs)
Cama de aviário	ICAT	Dulong <sup>7</sup>	9946
		Parikh, Channiwala, Ghosal <sup>38</sup>	12339
		A. Demirbas <sup>11</sup>	10609
	DAO	Dulong <sup>7</sup>	12597
		Parikh, Channiwala, Ghosal <sup>38</sup>	14112
		A. Demirbas <sup>11</sup>	12956
Cama de aviário – Compostada	ICAT	Dulong <sup>7</sup>	11952
		Parikh, Channiwala, Ghosal <sup>38</sup>	13076
		A. Demirbas <sup>11</sup>	12330
	DAO	Dulong <sup>7</sup>	10681
		Parikh, Channiwala, Ghosal <sup>38</sup>	11864
		A. Demirbas <sup>11</sup>	11000

### 3.2. INSTALAÇÃO EXPERIMENTAL

O reactor piloto de leito fluidizado (RPLF) consiste num corpo cilíndrico de aço refractário AISI316, com 0,25 m de diâmetro interno e 3 m de altura. Na Figura 3.1 apresenta-se um esquema com os principais elementos constituintes da instalação experimental.<sup>54</sup>

A câmara de combustão possui um leito com cerca de 0,23 m de altura (quando fixo), constituído por partículas de areia (maioritariamente sílica) com tamanhos na gama 500-700µm e uma pequena fracção de cinzas. Antes da realização dos ensaios carregou-se o reactor com um novo leito de areia, com uma massa de 18 kg.<sup>54</sup>

A alimentação do RPLF é efectuada por meio de unidades independentes, capazes de dosar o combustível com um caudal especificado regulável através de um conjunto de alimentadores do tipo parafuso sem-fim acoplado a um motor-reductor. A adição de ar de combustão ao RPLF pode ser efectuada em dois estágios: ar primário injectado na base do leito através da placa de distribuição, e ar secundário adicionado no *freeboard*, 40 cm



acima da placa distribuidora, juntamente com a biomassa. A temperatura do RPLF pode ser controlada independentemente das restantes variáveis, fazendo uso de oito sondas arrefecidas retrácteis imersas no leito.<sup>54</sup>

O sistema de amostragem e análise gasosa é composto por um conjunto de analisadores automáticos de gás, termopares, sensores de pressão, um conjunto de Unidades de Controlo e Distribuição de gás, e por nove sondas de amostragem de gás localizadas ao longo do reactor e cuja localização pode ser visualizada na Figura 3.1.

As sondas de amostragem permitem recolher amostras de gás de combustão em diferentes localizações ao longo do reactor, duas das quais situadas ao nível do leito e as restantes no *freeboard*. Oito dessas sondas são arrefecidas por meio de um circuito de água, para efectuar o *quenching* de reacções após amostragem do gás, e uma delas é aquecida e destinada à amostragem de hidrocarbonetos e SO<sub>2</sub>. Cada uma das 8 sondas de amostragem arrefecidas suporta ainda um termopar inserido na própria sonda, para leitura da temperatura ao longo da altura do reactor. Os analisadores de gás destinam-se a medir a composição da mistura gasosa em termos de CO<sub>2</sub>, O<sub>2</sub>, CO, NO<sub>x</sub>, N<sub>2</sub>O, SO<sub>2</sub> e hidrocarbonetos totais (como CH<sub>4</sub>). As Unidades de Controlo e Distribuição de gás destinam-se a amostrar, condicionar (remover partículas e humidade) e a distribuir a amostra gasosa pelos vários analisadores, oferecendo a possibilidade de comando manual ou por computador.<sup>53</sup>

Neste trabalho foi somente utilizada uma sonda de amostragem arrefecida, localizada a cerca de 170 cm acima da placa distribuidora, para efectuar a caracterização do efluente gasoso. Do conjunto de analisadores automáticos de gás que compõem a instalação, foram utilizados os seguintes: um analisador de O<sub>2</sub> (paramagnético, modelo ADC 02-700 com um módulo Servomex), um de CO<sub>2</sub> (IR não-dispersivo, modelo ADC 1450 Luft), um de CO (IR não-dispersivo, modelo ADC RF558) e um de NO (quimiluminiscência, modelo ThermoElectron 10A).<sup>53</sup>

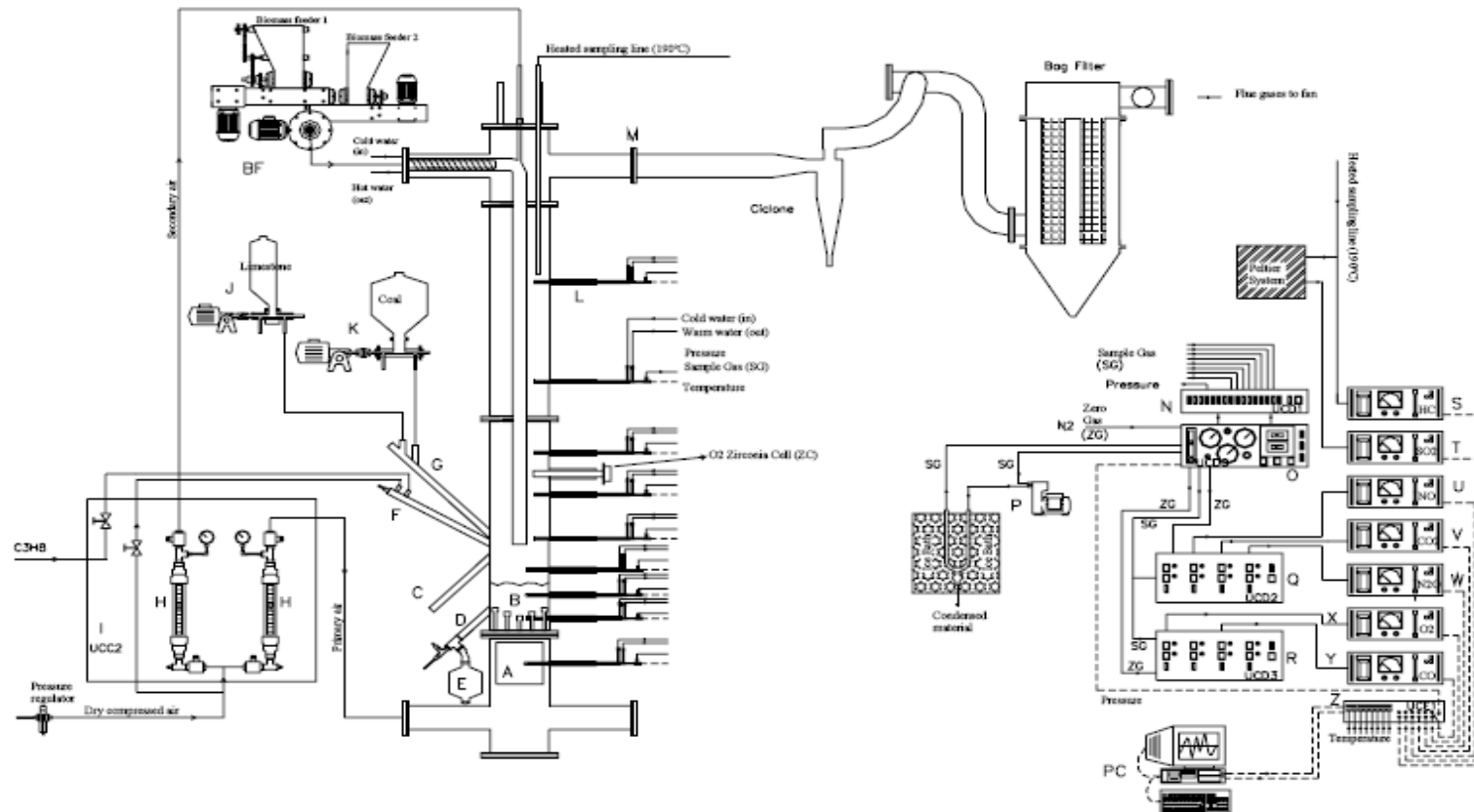


Figura 3.1 – Instalação piloto de combustão em leito fluidizado<sup>54</sup>

A- Sistema de pré-aquecimento do ar primário; B- Leito de areia; BF- Sistema de alimentação de biomassa; C- Controlo do nível de sólidos; D,E- Descarga de sólidos do leito e respectivo silo; F- Queimador de propano; G- Porto de alimentação de carvão e calcário; H- Caudalímetro para ar; I- Unidade de comando e controlo; J- Alimentador de calcário; K- Alimentador de carvão; L- Sonda arrefecida para amostragem de gás; M- Condução de exaustão; N, O, Q, R- Unidades de comando e distribuição; P- Bomba de amostragem de gás; S, T, U, V, W, X, Y- Analisadores de gás on-line (SO<sub>2</sub>, HC, NO, CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O, O<sub>2</sub>, CO); Z- Unidade de comando electrónico; PC- Computador e sistema de controlo e aquisição de dados. (Linha tracejada – circuito eléctrico; Linha contínua – circuito de materiais).

### 3.3. CONDIÇÕES DE OPERAÇÃO

Foram utilizadas três misturas combustíveis, resíduo de aviário compostado vindo do compostor 1 (ver secção 2.3), resíduo de aviário não compostado e uma mistura de resíduo compostado com *pellets* de resíduos florestais.

Os ensaios experimentais decorreram em condições de estado estacionário pré-estabelecidas e apresentadas na Tabela 3.4.

A estratégia de operação do RPLF consistiu no ajuste do caudal de ar primário, de forma a manter uma velocidade superficial aproximadamente igual a 3 vezes o valor de mínima fluidização, ou seja, operação a cerca de  $0.30 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ . O ar primário com 200 L(PTN)/min era mantido constante e representava cerca de 80%<sub>v</sub> do ar total utilizado. No caso do ensaio comp2 o caudal de ar primário foi mantido a 220 L(PTN)/min e representava 85%<sub>v</sub>. O caudal de ar secundário era ajustado para cerca de 20%<sub>v</sub>, ou 15%<sub>v</sub> do ar total, e o caudal mássico de biomassa era posteriormente regulado de acordo com a estequiometria pretendida. Os caudais de biomassa usados estavam na gama de 35 - 60 g/min.

Tabela 3.4 – Condições operatórias

Ref.	Combustíveis	Temperatura do leito (°C)	Ar total		Excesso de ar (% <sub>v</sub> )
			Ar primário (% <sub>v</sub> )	Ar secundário (% <sub>v</sub> )	
comp1	resíduo de aviário compostado	619	80	20	50
comp2	resíduo de aviário compostado	588	85	15	90
original	resíduo de aviário não compostado	684	80	20	45
comp + pellets	½ resíduo de aviário compostado ½ <i>pellets</i> de resíduos florestais	764	80	20	75

### 3.4. TRATAMENTO E DISCUSSÃO DE RESULTADOS

#### 3.4.1. Temperatura e concentração gasosa

Em todos os ensaios o perfil de temperatura tem uma configuração semelhante, a temperatura aumenta desde o leito até à região localizada acima da adição do combustível e do ar secundário, diminuindo no espaço acima (Figura 3.2). Para o resíduo compostado, a temperatura no interior do leito nos ensaios realizados esteve na gama de 590 – 620 °C. No caso do resíduo por compostar, a temperatura no leito foi ligeiramente superior, cerca de 685 °C e, no caso da mistura de resíduo compostado com *pellets*, a temperatura no leito foi a mais elevada (765 °C). Os picos de temperatura registados no *freeboard* estão relacionados com as características da biomassa e com a localização do ponto de alimentação do combustível no reactor. A biomassa apresenta um elevado conteúdo em matéria volátil (Tabela 3.2) e, para as temperaturas de operação do reactor, a desvolatilização das partículas de biomassa é muito rápida. A conjugação destes dois aspectos conduz a que grande parte da matéria volátil seja libertada e oxidada na vizinhança do ponto de alimentação da biomassa, gerando uma grande libertação de calor nessa região, neste caso, entre a parte superior do leito e a região do *freeboard* um pouco acima da adição do combustível (Figura 3.2). Este comportamento é característico da combustão de materiais com elevado conteúdo de voláteis em leito fluidizado.<sup>54</sup>

No caso do resíduo compostado, avaliou-se ainda o efeito do excesso de ar (comp1 e comp2, Tabela 3.2), observando-se uma maior temperatura dos gases ao longo da altura do *freeboard* para a situação de maior excesso de ar.

O comportamento das espécies CO<sub>2</sub>, CO, O<sub>2</sub> e NO nos gases de exaustão (a cerca de 170 cm acima da placa de distribuição) é apresentado nas Figuras 3.5 a 3.8 para os diferentes ensaios (Tabela 3.4). A concentração das várias espécies gasosas nos gases de exaustão apresenta flutuações ao longo do tempo que se ficam a dever, entre outros aspectos, a flutuações na alimentação de combustível. Essas flutuações na alimentação são causadas pela heterogeneidade do combustível e pelo facto de se estarem a utilizar caudais de alimentação relativamente baixos, para o tipo de parafuso sem-fim utilizado.

A queima de resíduo de aviário apresenta ainda algumas dificuldades a nível operacional, pois, devido à sua elevada percentagem de cinzas (Tabela 3.2), em cada ensaio com este material observaram-se problemas de aglomeração do leito e respectiva desfluidização, assim como deposição de cinzas nas paredes do reactor e nas sondas de amostragem (Figuras 3.3 e 3.4).

Perante os problemas operacionais detectados na queima de resíduo de aviário, optou-se por efectuar uma co-combustão utilizando uma mistura do material compostado com *pellets* de resíduos florestais (comp+pellets, Tabela 3.5). Verificou-se que uma mistura de cerca de 50% (em massa) de resíduo e 50% (em massa) de *pellets* permite uma melhor operação do sistema, minorando alguns problemas operacionais, como, por exemplo, diminuindo a aglomeração e desfluidização no leito.

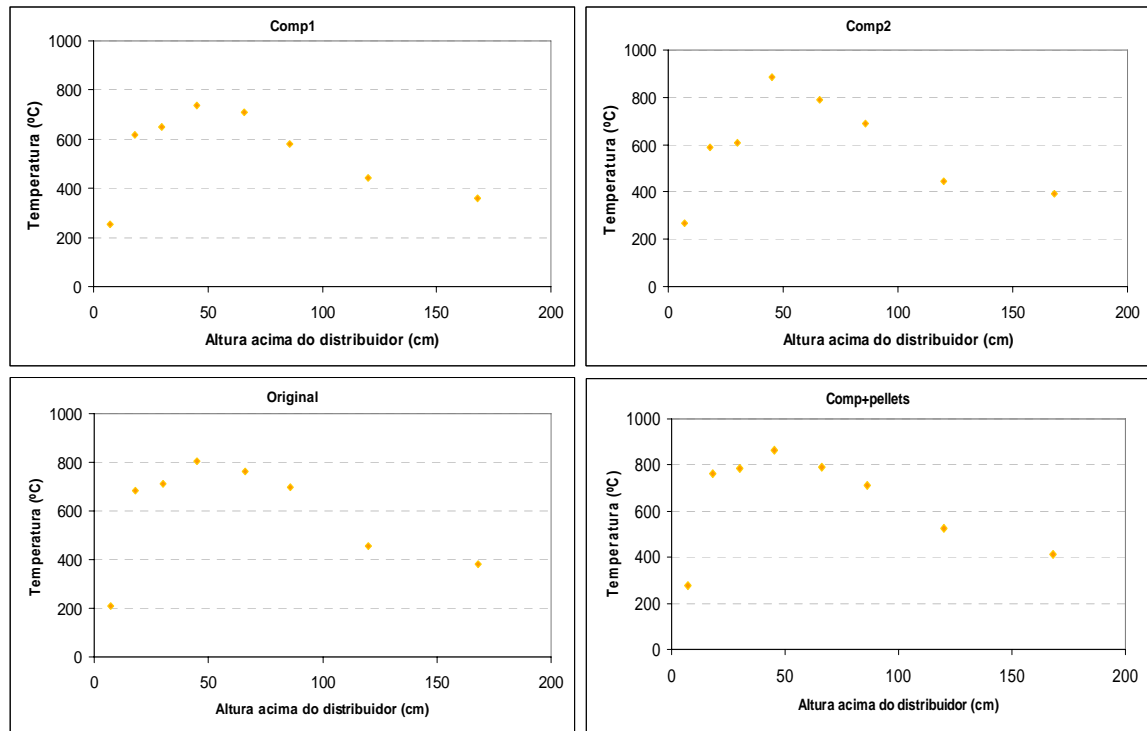


Figura 3.2 – Perfis de temperatura (condições experimentais na Tabela 3.4).

Na legislação nacional os valores de concentração mássica de poluentes numa mistura gasosa que contém o poluente são apresentados em condições normalizadas, ou de referência, que são definidas para cada tipologia de sistema de combustão. De forma a comparar as concentrações de NO e CO no efluente gasoso nos ensaios realizados, efectuou-se a conversão das unidades de concentração para mg/m<sup>3</sup>PTN de acordo com as Equações 3.1 e 3.2.<sup>31</sup>

$$C_{mi} = \frac{PM_i}{RT} Ci(ppmv) \quad (\text{Eq - 3.1})$$

$$C_{0i} = C_{mi} \frac{0,21 - y_o^0}{0,21 - y_o} \frac{1}{1 - y_v} \frac{T}{T^0} \frac{P^0}{P} \quad (\text{Eq - 3.2})$$

em que:

$C_{mi}$  – concentração mássica ( $\text{mg}/\text{m}^3$ )

$C_{oi}$  – concentração mássica normalizada ( $\text{mg}/\text{m}^3\text{PTN}$ )

$C_i$  – concentração gás amostragem (ppmv)

$T$  – temperatura de amostragem (K)

$P$  – pressão de amostragem (Pa)

$R$  – constante dos gases perfeitos ( $\text{J}\cdot\text{mol}^{-1}\cdot\text{K}^{-1}$ )

$M_i$  – massa molar do gás ( $\text{g}/\text{mol}$ )

$T^0$  – temperatura referência (K)

$P^0$  – pressão referência (Pa)

$y_o^0$  – fracção molar de oxigénio referência

$y_v$  – fracção de humidade no efluente

$y_o$  – fracção molar de oxigénio no efluente seco

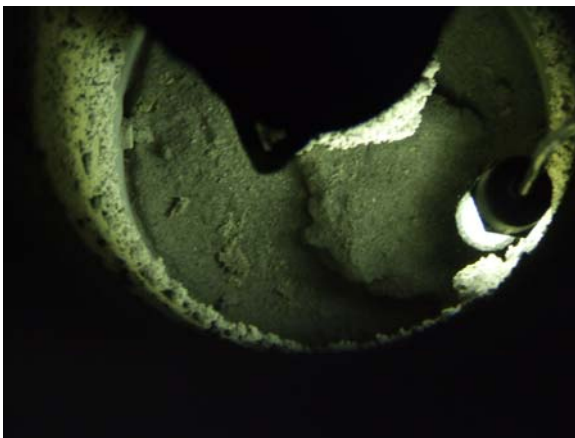


Figura 3.3 – Superfície do leito após um teste de combustão de resíduo compostado (Pormenor da deposição de cinzas nas paredes e aglomeração das partículas do leito).



Figura 3.4 – Deposição de cinza no termopar da sonda de amostragem, após um ensaio de combustão de resíduo compostado.

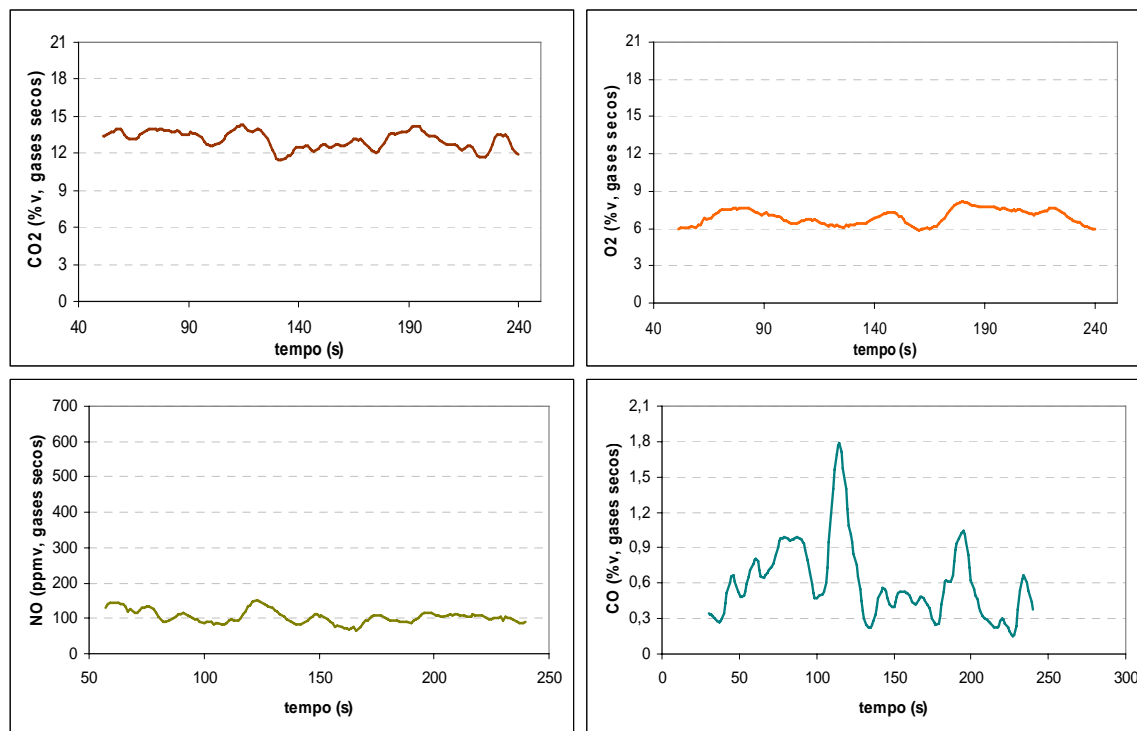


Figura 3.5 – Emissões gasosas do ensaio comp1 (condições experimentais na Tabela 3.4)

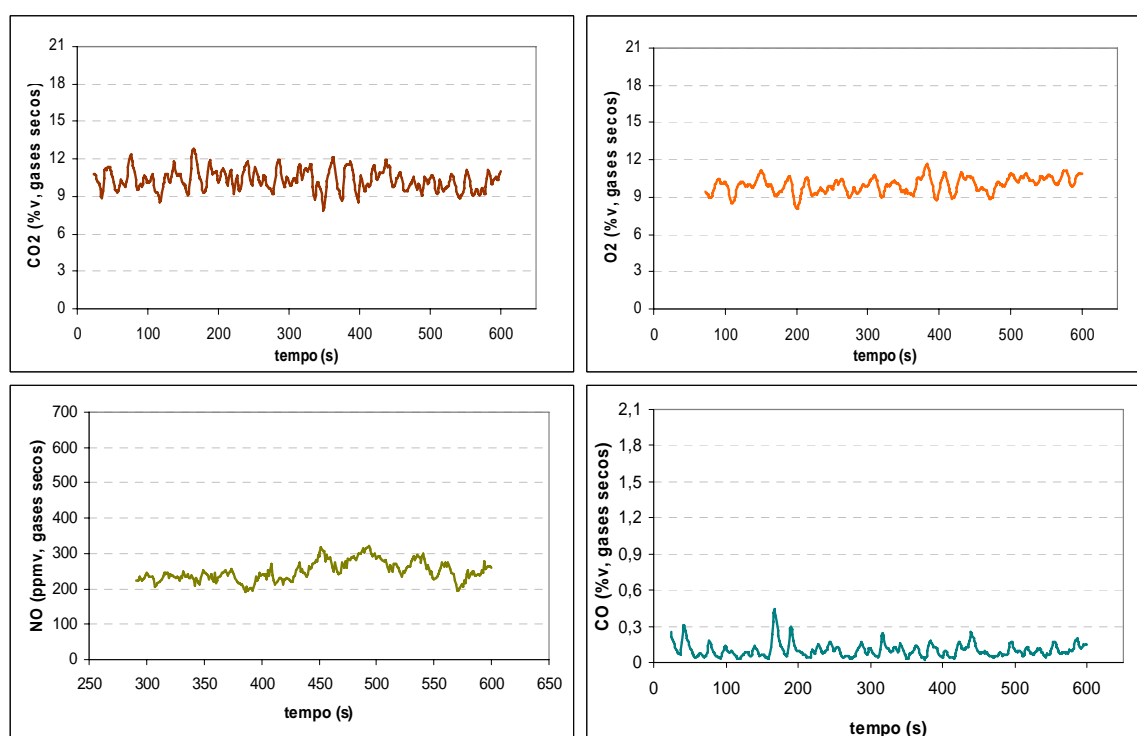


Figura 3.6 – Emissões gasosas do ensaio comp2 (condições experimentais na Tabela 3.4)

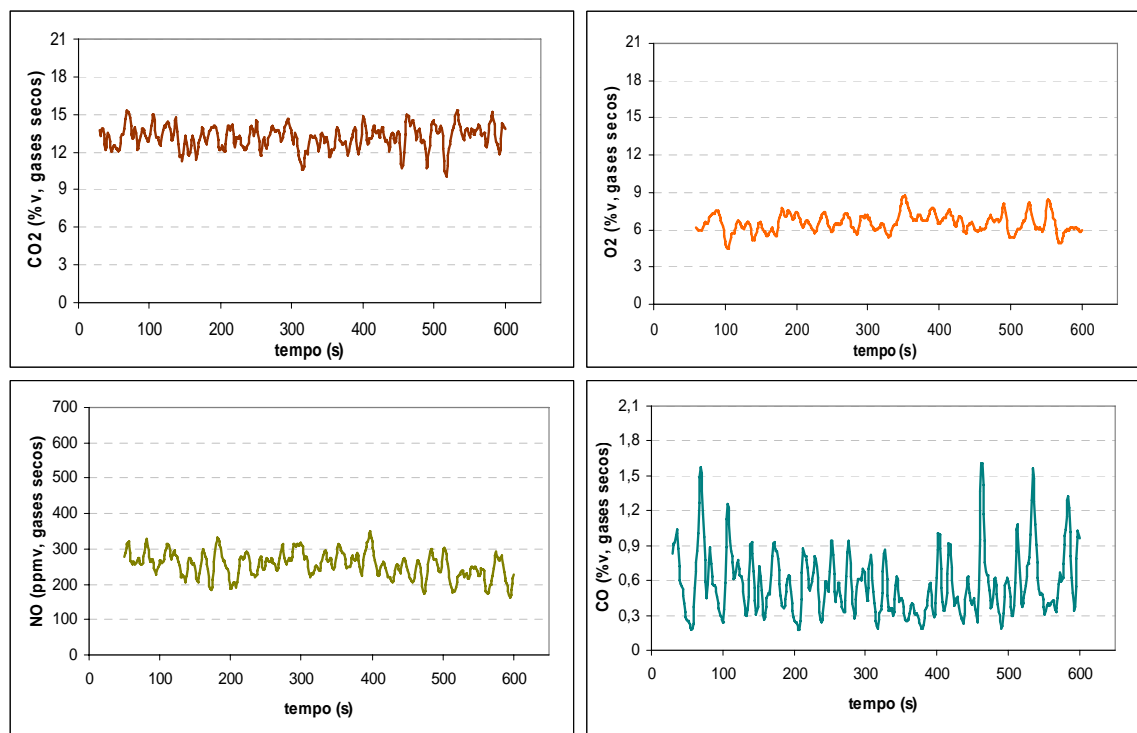


Figura 3.7 – Emissões gasosas do ensaio original (condições experimentais na Tabela 3.4)

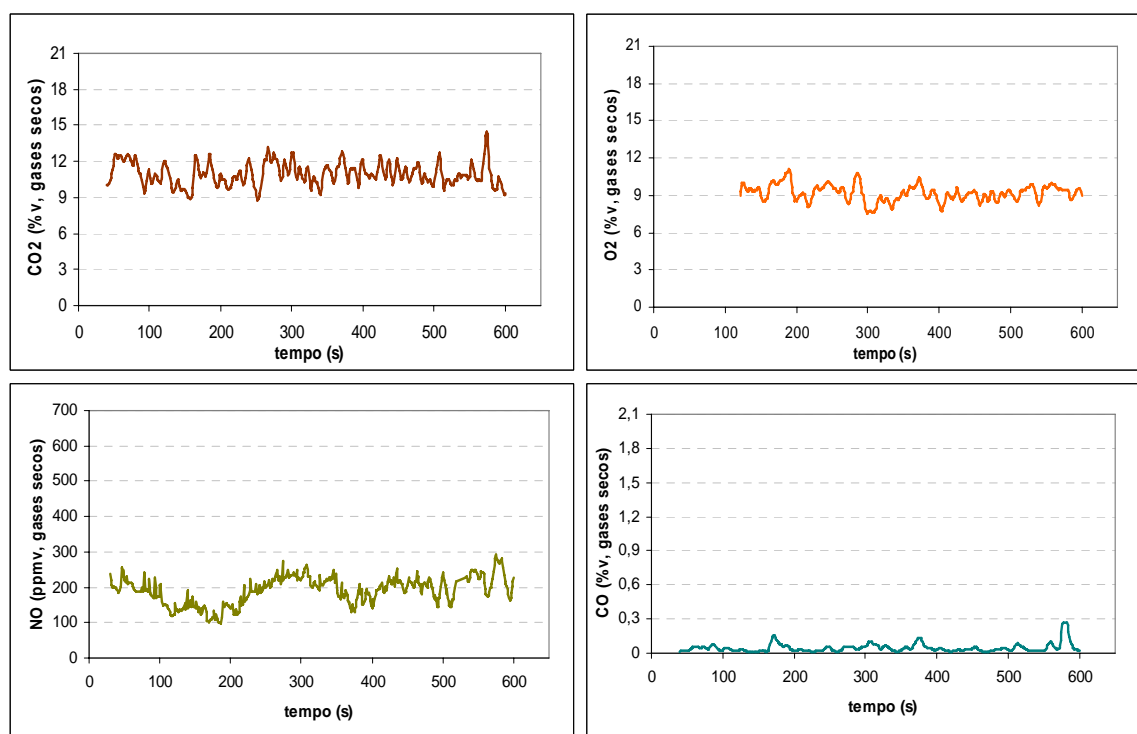


Figura 3.8 – Emissões gasosas do ensaio comp+pellets (condições experimentais na Tabela 3.4)



Para efectuar a comparação entre os valores de concentração de NO<sub>x</sub> medidos no efluente gasoso com os apresentados na legislação, foi necessário expressar a concentração de NO em termos de NO<sub>2</sub>, e para este poluente aplicou-se a legislação exigente para grandes instalações de combustão (Decreto-Lei nº 178/2003, anexo VI parte B, para Biomassa em instalações entre 50-100 MW).

Relativamente ao NO<sub>x</sub> (expresso como NO<sub>2</sub>), verificou-se que no ensaio com resíduo de aviário compostado o aumento do excesso de ar causou um aumento na concentração desta espécie gasosa; este aumento pode em parte também ser devido a uma maior temperatura de operação do reactor (no *freeboard*), no caso do ensaio com maior excesso de ar (comp2, Tabela 3.4). No ensaio realizado com resíduo não compostado (original, na Tabela 3.4), cujo objectivo era verificar se a operação de compostagem apresentava vantagens em termos de redução de emissões gasosas, verificou-se que a concentração de NO<sub>x</sub> aumentou em relação ao observado com o resíduo compostado; para além da natureza do resíduo (o resíduo não compostado tem maior fracção mássica de azoto) este efeito pode ficar a dever-se também à maior temperatura de operação no caso do resíduo original. No ensaio de co-combustão de resíduo compostado com *pellets* de resíduos florestais (comp+pellets na Tabela 3.4), a concentração de NO<sub>x</sub> nos gases de exaustão aumentou relativamente à concentração observada no ensaio de resíduo compostado; este resultado pode ficar a dever-se à composição da mistura combustível e também a uma temperatura de operação superior no caso da experiência de co-combustão. (Tabela 3.5).

Em resumo, apenas no ensaio de combustão de resíduo compostado com 50% de excesso de ar (comp1) a concentração de NO<sub>x</sub> se encontra abaixo do valor limite estipulado na legislação (Tabela 3.5); no ensaio de co-combustão (comp+pellets) o valor ficou muito próximo do limite legal.

Para o monóxido de carbono (CO) aplicou-se a Portaria nº 286/93, anexo IV, relativa a fontes fixas de todos os estabelecimentos industriais (aplicação geral), na ausência de valores específicos para a combustão de biomassa.

De entre as espécies gasosas analisadas, a concentração de CO nos gases de exaustão é aquela que apresenta maiores flutuações ao longo do tempo.

Relativamente aos valores médios de concentração do CO nos gases de exaustão, verifica-se que somente na experiência de co-combustão de resíduo compostado com *pellets* de resíduos florestais (comp+pellets) se obteve uma concentração de CO inferior ao limite legal (Tabela 3.5). Este resultado pode ficar a dever-se ao facto de este ensaio

ter sido aquele que decorreu a uma temperatura de operação do reactor mais elevada (Figura 3.2); temperaturas mais elevadas favorecem a oxidação do CO.

No caso da combustão de resíduo compostado, verifica-se que um menor excesso de ar (ensaio comp1, na Tabela 3.4) implicou uma maior concentração de CO nos gases de exaustão (Tabela 3.5). Este resultado pode ficar a dever-se ao facto de que um maior excesso de ar implica uma maior disponibilidade de oxigénio para oxidar o CO a CO<sub>2</sub>. Além disso, também se observou uma maior temperatura no freeboard do reactor no ensaio de combustão de resíduo compostado em que foi utilizado um excesso de ar superior (comp 2, na Tabela 3.4); uma temperatura mais elevada aumenta a velocidade de reacção de oxidação do CO.

Relativamente aos ensaios de resíduo por compostar e compostado, com excesso de ar análogo (45 e 50%<sub>v</sub>, respectivamente, na Tabela 3.4), verifica-se que a concentração de CO em ambos os casos é bastante elevada (Tabela 3.5). Apesar disso, o ensaio com resíduo por compostar apresenta um valor ligeiramente inferior ao observado para o resíduo compostado; este facto pode ficar-se a dever a uma temperatura no reactor ligeiramente superior no caso da combustão de resíduo por compostar (Figura 3.2).

Analisando em conjunto as várias características dos ensaios estudados, verifica-se que uma opção que parece viável para a valorização energética do resíduo de aviário será a queima do seu composto em conjunto com um segundo combustível, por exemplo, *pellets* de resíduos florestais.

Tabela 3.5 – Valores de concentração dos gases de exaustão e valores limite

Gás	Concentração média medida nos gases de exaustão (mg/m <sup>3</sup> N)				Valor limite legislado (mg/ m <sup>3</sup> PTN)
	comp1	comp2	original	comp+pellets	
NO expresso como NO <sub>2</sub>	230	698	543	406	400 <sup>62</sup>
CO	6596	1410	5945	481	1000 <sup>69</sup>

### 4. CONCLUSÕES

Apresentam-se de seguida as conclusões mais relevantes a retirar do trabalho desenvolvido.

Relativamente ao processo de compostagem em sistema à escala piloto em compostor doméstico em que foram monitorizados alguns parâmetros, concluiu-se que com o resíduo de aviário é possível obter um composto com características adequadas para a sua aplicação no solo. De facto, com base no teste de vaso realizado, verificou-se que o composto apresentava características favoráveis à germinação das plantas e que o seu uso seria optimizado com 25%v de composto, uma vez que, devido à presença de alguns componentes, a utilização de grandes quantidades de composto pode diminuir a sua eficácia.

Apesar de verificados e cumpridos alguns dos parâmetros requeridos pelo Rótulo Ecológico Comunitário (REC), bem como do carácter de impacto ambiental positivo, para a sua atribuição haverá ainda muito a fazer, quer em termos de análises que a atribuição requer, quer em termos de afinação do processo e de todas as condições inerentes, com vista a obter um composto com qualidade crescente.

Comparando os compostores de exterior com os reactores, em termos de degradação de matéria orgânica obtiveram-se melhores resultados e num período de tempo inferior, em laboratório, isto devido à operação com arejamento forçado e a temperatura constante. Nos compostores de exterior foi bastante difícil manter o arejamento e a temperatura adequada ao processo em todo o volume. Apenas se conseguiram obter temperaturas adequadas no centro da pilha e aquando dos remeximentos.

Assim, para que o se obtivesse uma degradação mais elevada no processo de compostagem de exterior, teria que se garantir um arejamento uniforme, fazendo com que todas as partes da pilha atingissem as temperaturas desejadas e evitando a formação de patamares com grandes diferenças de temperatura.

Partindo do pressuposto que a massa de cinzas se deverá manter constante ao longo do processo de compostagem, o seu valor inicial e final deverá ser igual, tendo-se verificado esta igualdade nos ensaios experimentais a menos de um erro experimental, que atingiu 3% nos reactores e 8% nos compostores. Estes erros devem-se principalmente, a pequenas perdas de massa aquando dos remeximentos e amostragens, que são mais significativas nos compostores de exterior devido às suas características físicas

O processo de compostagem de exterior manteve o teor de azoto no material sem grandes alterações do início para o final do processo, todavia a utilização de um arejamento forçado por forma a combater as lacunas de oxigenação poderá vir a contribuir para uma maior perda de azoto.

Em relação aos ensaios experimentais de compostagem à escala laboratorial, em que se efectuou o estudo de alguns parâmetros operacionais e da distribuição do azoto durante o processo, pôde concluir-se que uma grande parte do azoto é libertada sob a forma de amónia gasosa, possivelmente devido ao arejamento forçado utilizado que a arrasta na corrente gasosa de saída, em especial a temperaturas mais elevadas. Visto não se terem verificado vantagens a nível de degradação a diferentes temperaturas, a maior libertação de amónia associada ao processo que ocorreu a temperatura mais elevada ( $T=55^{\circ}\text{C}$ ) pode traduzir-se na perda de azoto como fertilizante.

Foram pesquisadas algumas soluções técnicas com vista a reduzir ou controlar as emissões de amónia durante o processo de compostagem e verificou-se que actualmente os processos mais utilizados para tratamento da corrente gasosa proveniente da compostagem e rica em amónia são, a absorção, a biofiltração e a biolavagem. É também recomendada a adição de diversos materiais e substâncias químicas nas pilhas de compostagem, como forma de reduzir as perdas de amónia por volatilização durante o processo.

Verificou-se que a estabilização biológica do resíduo permite obter um combustível com características tais que é reduzida a emissão de  $\text{NO}_x$  nos gases de combustão, quando comparado com a combustão do resíduo de aviário não compostado. A concentração de CO durante a combustão de resíduo de aviário e do seu composto apresentam valores muito elevados quando comparados com o que é exigido na legislação. A queima de resíduo compostado e não compostado apresentou também inúmeros problemas operacionais, como, por exemplo, a aglomeração do leito e a deposição de cinzas na instalação.

É possível obter-se um compromisso razoável entre as emissões de CO e  $\text{NO}_x$  nos gases de exaustão e minorar alguns problemas de operação, com uma co-combustão de resíduo de aviário compostado com *pellets* de resíduos florestais.

Em suma, concluiu-se que ambas as alternativas com vista à valorização de resíduo de cama de aviário são viáveis. Através da compostagem obteve-se um produto com uma reconhecida qualidade para a sua aplicação no solo e com capacidade para que com o controlo de determinados parâmetros essa qualidade aumente. No que concerne à

combustão, conseguiu encontrar-se uma forma adequada para a queima do material e uma redução das emissões de NOx na queima de material compostado, relativamente ao material não compostado.

Ambos os processos têm associados problemas relativos às emissões de compostos azotados, no caso da compostagem a amónia gasosa e no caso da combustão o NOx. Assim, para se poder seleccionar a forma mais adequada de valorização deste resíduo, será necessário avaliar os custos associados ao controle de ambas as emissões.

## 5. BIBLIOGRAFIA

- <sup>1</sup>ABELHA, P., GULYURTLU, I., BOAVIDA, D., BARROS, J.S., CABRITA, I., LEAHY, J., KELLEHER, B., LEAHY M. (2003), ***“Combustion of poultry litter in a fluidised bed combustor”***, Fuel 82, Elsevier, pp. 687-692.
- <sup>2</sup>ALEXANDER, M. (1977) ***“Introduction to soil microbiology”***, 2.ed, New York, John Wiley, pp. 467.
- <sup>3</sup>BERTOLDI, M. (1996) ***“The Science of Composting”***, Blackie Academic & Professional, England.
- <sup>4</sup>BIDLINGMAIER, W. (1994), ***“Methods Book for the Analysis of Compost”***, University of Essen.
- <sup>5</sup>BOCK, B.R. (2000), ***“Poultry litter energy: Technical and economic feasibility”***, TVA Public Power Institute, Alabama.
- <sup>6</sup>CHANDLER, A. J., JEWELL, W. J., GOSSETT, J. M., SOEST, P. J. V., ROBERTSON, J. B. (1980), ***“Predicting Methane Fermentation Biodegradability”***, Biotechnology and Bioengineering Symp. 10, John Wiley & Sons, Inc., pp. 93-107.
- <sup>7</sup>CHANNIWALA, S.A., PARIKH, P.P. (2002), ***“A unified correlation for estimating HHV of solid, liquid and gaseous fuels”***, Fuel 81, Elsevier, pp. 1051-1063.
- <sup>8</sup>CORRENTE, J.E., NOGUEIRA, M.C.S., COSTA, B.M. (2001), ***“Contrastes Ortogonais na Análise do Controle de Volatilização de Amónia em Compostagem”***, Scientia Agrícola, v.58, n.2, pp.407-412.
- <sup>9</sup>DÁVALOS, J.Z., ROUX, M.V., JIMÉNEZ, P. (2002), ***“Evaluation of poultry litter as a feasible fuel”***, Thermochimica Acta 394, Elsevier, pp. 261-266.
- <sup>10</sup>COSTA, J.A., MELO, A.S., ***“Dicionário da Língua Portuguesa”***, 6ª ed., Porto.
- <sup>11</sup>DEMIRBAS, A. (1997), ***“Calculation of higher heating values of biomass fuels”***, Fuel 5, Elsevier, pp. 431-434.
- <sup>12</sup>DIMITRIS, P., KOMILIS, HAM, R.K. (2003), ***“The effect of lignin and sugars to the aerobic decomposition of solid wastes”***, Waste Management 23, Pregamon, pp. 419-423.
- <sup>13</sup>DIMITRIS, P., KOMILIS, HAM, R.K., PARK, J.K. (2004), ***“Emission of volatile organic compounds during composting of municipal solid wastes”***, Water Research 38, Elsevier, pp. 1707-1714.
- <sup>14</sup>FAVOINO, E. (2007), ***“Strategies and practices for the management of biowaste: trends and challenges in the light of EU policy and drivers”***, 6ª Jornada Técnica Internacional de Resíduos, Viseu.
- <sup>15</sup>Federal Compost Quality Assurance Organization, (1994), ***“Methods book for the analysis of compost”***.
- <sup>16</sup>GOMES, A.P.D. (2001), ***“Fundamentos da compostagem de resíduos sólidos”***, Dissertação apresentada à Universidade de Aveiro para obtenção do grau de doutor em Ciências Aplicadas ao Ambiente.
- <sup>17</sup>GOMES, A.P.D., MATOS, M.A, NUNES, M.I., ***“Compostagem doméstica da fracção biodegradável dos RSU”***, Departamento de Ambiente e Ordenamento, Universidade de Aveiro.

- <sup>18</sup>GRIFFITHS, N. (2007), ***“Best practice guidelines for using poultry litter on pastures”***, Primfact 534, pp. 1-6.
- <sup>19</sup>GUERRA, C.A.G.D., ***“Dossier Avicultura – Caracterização do Sector”***, ProJovem, Direcção Regional de Agricultura do Centro, Ministério da Agricultura, URL: <http://projovem.drapc.min-agricultura.pt/base/documentos/avicultura.htm>, (citado em 07-05-2007).
- <sup>20</sup>HAUG, R.T. (1993), ***“The Practical Handbook of Compost Engineering”***, Lewis Publishers, EUA.
- <sup>21</sup>HENIHAN, A.M., LEAHY, M.J., LEAHY, J.J., CUMMINS, E., KELLEHER, B.P. (2002), ***“Emissions modelling of fluidised bed co-combustion of poultry litter and peat”***, Bioresource Technology, Elsevier, pp. 1-6.
- <sup>22</sup>JAMES, (1995), ***“Analitical Chemistry of Food”***.
- <sup>23</sup>JANVIJITSAKUL, K. KROUPRIANOV V.I. (2007), ***“Similarity and modelling of axial CO and NO concentration profiles in a fluidized-bed combustion (co-)firing biomass fuels”***.
- <sup>24</sup>KELLEHER, B.P., LEAHY, J. J., HENIHAN, A. M., O'DWYER, T. F., SUTTON, D., LEAHY M. J. (2002), ***“Advances in poultry litter disposal technology – a review”***, Bioresource Technology 83, Elsevier, pp. 27-36.
- <sup>25</sup>KOMILIS, DIMITRIS, P., HAM, R.K. (2000), ***“A Laboratory Method to Investigate Gaseous Emissions and Solids Decomposition During Composting of Municipal Solid Wastes”***, Compost Science & Utilization, vol.8, n.3, pp. 254-265.
- <sup>26</sup>KOMILIS, D.P., HAM, R.K. (2005), ***“Carbon dioxide and ammonia emissions during composting of mixed paper, yard waste and food waste”***, Waste Management, Elsevier, pp. 1-9.
- <sup>27</sup>KROUPRIANOV V.I., JANVIJITSAKUL, K., PERMCHART, W. (2006), ***“Co-firing of sugar cane bagasse with rice husk in a conical fluidized-bed combustor”***, Fuel 85, Elsevier, pp. 434-442.
- <sup>28</sup>KROUPRIANOV V.I., PERMCHART, W. (2003), ***“Emissions from a conical FBC fired with biomass fuel”***, Applied Energy 74, Elsevier, pp. 383-392.
- <sup>29</sup>KROUPRIANOV V.I., PERMCHART, W., Janvijitsakul, K. (2005), ***“Fluidized bed combustion of pre-dried Thai bagasse”***, Fuel Processing Technology 86, Elsevier, pp. 849-860.
- <sup>30</sup>LOTT, B., DONALD, J., ***“Amónia – Grandes perdas mesmo quando você não percebe”*** Mississippi State University, Auburn University.
- <sup>31</sup>MATOS, M.A., PEREIRA, F.J.M.A. (2003), ***“Técnicas de Tratamento de Efluentes Gasosos”***, V19, Departamento de Ambiente e Ordenamento, Universidade de Aveiro.
- <sup>32</sup>MATOS, M.A., PEREIRA, F.J.M.A. (2004), ***“Tratamento e Gestão de Resíduos Sólidos/V10”***, Departamento de Ambiente e Ordenamento, Universidade de Aveiro.
- <sup>33</sup>MATOS, M.A.A., (1995), ***“Formação e Redução de NOx na Combustão de Coque em Leito Fluidizado”***, Dissertação apresentada à Universidade de Aveiro para obtenção do grau de doutor em Ciências Aplicadas ao Ambiente.
- <sup>34</sup>Moreira, M.P. (2007), ***“Matéria-Prima Secundária, Subproduto ou Resíduo? Uma questão jurídica no seio da CE”***, Mestrado em Gestão Ambiental, Materiais e Valorização de Resíduos, Universidade de Aveiro.
- <sup>35</sup>Nery, I., Fernandes, T. (2003), ***“A Fuga das Galinhas”***, Revista Visão, Edição de 13

de Março de 2003, pp. 106-110.

<sup>36</sup>PAILLAT, J.M., ROBIN, P., HASSOUNA, M., LETERME, P. (2005), ***“Predicting ammonia and carbon dioxide emissions form carbon and nitrogen biodegradability during animal waste composting”***, Atmospheric Environment 39, Elsevier, pp. 6833-6842.

<sup>37</sup>PAIVA, D.P. (2005), ***“Implicações da Reutilização da Cama de Aviário: No Ambiente”***, Actas IV Seminário Internacional de Aves e Suínos, Florianópolis, pp. 47-52.

<sup>38</sup>PARIKH, J., CHANNIWALA, S.A., GHOSAL, G.K. (2005), ***“A correlation for calculating HHV from proximate analysis of solid fuels”***, Fuel 84, Elsevier, pp. 487-494.

<sup>39</sup>PERMCHART, W., KOUPRIANOV V.I. (2004), ***“Emission performance and combustion efficiency of conical fluidized-bed combustor firing various biomass fuels”***, Bioresource Technology 92, Elsevier, pp. 83-91.

<sup>40</sup>RAPPERT, S., MÜLLER, R. (2005), ***“Microbial degradation of selected odours substances”***, Waste Management 25, Elsevier, pp. 940-954.

<sup>41</sup>RAPPERT, S., MÜLLER, R. (2005), ***“Odor compounds in waste gas emissions from agricultural operations and food industries”***, Waste Management 25, Elsevier, pp. 887-907.

<sup>42</sup>RICCI, M.S.F. (2006) ***“Cultivo de Café Orgânico – Adubação”***, Embrapa Agrobiologia, Sistemas de Produção,

URL:<http://www.cnpab.embrapa.br/publicacoes/sistemasdeproducao/cafe/adubacao.htm#biofertilizantes>, (citado em 07-11-2006).

<sup>43</sup>Santos, J. Quelhas (1995) – *Fertilização e Poluição – Reciclagem Agro-florestal de Resíduos Orgânicos*, Scarpa Impressores, Portugal.

<sup>44</sup>SCHLEGELMILCH, M., HEROLD, T., STREESE, J., HENSEL, A., STEGMANN, R. (2005), ***“The potential to reduce emissions of airborne microorganisms by means of biological waste gas treatment systems”***, Waste Management 25, Elsevier, pp. 955-964.

<sup>45</sup>SCHLEGELMILCH, M., STREESE, J., BIERDERMANN, W., HEROLD, T., STEGMANN, R. (2005), ***“Odour contrl at biowaste composting facilities”***, Waste Management 25, Elsevier, pp. 917-927.

<sup>46</sup>SCHLEGELMILCH, M., STREESE, J., STEGMANN, R. (2005), ***“Odour Management and treatment technologies: An overview”***, Waste Management 25, Elsevier, pp. 928-939.

<sup>47</sup>SCHULZE, K. (1962), ***“Continuous Thermophilic Composting”***, Applied Microbiology, 10 (2), pp. 108-122.

<sup>48</sup>SEBASTIÁN LEKANDA, J., RICARDO PÉREZ-CORREA, J. (2004), ***“Energy and water balances using kinetic modelling in a pilot-scale SSF bioreactor”***, Process Biochemistry 39, Elsevier, pp. 1793-1802.

<sup>49</sup>SILVEIRA, A., ***“Valorização dos Resíduos Orgânicos – Compostagem”***, Naturlink - Concepção e Desenvolvimento,

URL: <http://www.naturlink.pt/canais/Artigo.asp?iArtigo=1791&iLingua=1>, (citado em 17-12-2006).

<sup>50</sup>SORDI, A., SOUZA, S.N.M., MAGALHÃES, E.A., (2004), ***“Estimativa do Potencial de Geração de Energia Eletrica proveniente do Uso dos Resíduos da Avicultura de Corte na Mesoregião Oeste do Paraná”***, Engenharia na Agricultura, Viçosa, v.12, n.4, pp. 316-321.



- <sup>51</sup>STREESE, J., SCHLEGELMILCH, M., HEINING, K., STEGMANN, R. (2005), ***"A macrokinetic model for dimensioning of biofilters for VOC and odour treatment"***, Waste Management 25, Elsevier, pp. 965-974.
- <sup>52</sup>SYLLA, Y. B., YAMADA, M. (2006), ***"Feasibility study of a passive aeration reactor equipped with vertical pipes for compost stabilization of cow manure"***, Waste Management and Research 24, pp. 456-464.
- <sup>53</sup>TARELHO, L. A. C. (2001), ***"Controlo de emissões gasosas poluentes resultantes da combustão de carvão em leito fluidizado"***, Dissertação apresentada à Universidade de Aveiro para obtenção do grau de doutor em Ciências Aplicadas ao Ambiente.
- <sup>54</sup>TARELHO, L.A.C., NEVES, D.S.F., MATOS, M.A.A., (2007), ***"Caracterização das Condições de Combustão num Leito Fluidizado com Alimentação de Pellets de Resíduos Florestais"***, Actas da 9ª Conferência Nacional do Ambiente (Aveiro), vol.3, pp.1035-1042.
- <sup>55</sup>TEIXEIRA, L.B., OLIVEIRA, R.F., JÚNIOR, J.F. (2004), ***"Características Químicas de Composto Orgânico Produzido com Lixo Orgânico, Caroço de Açaí, Capim e serragem"***, Comunicado Técnico 105, Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, PA,  
URL: <http://www.cpatu.embrapa.br/online/comunicado/com.tec.105.pdf>.
- <sup>56</sup>THEMELIS, N. J. (2002), ***"Material and Energy Balances in a Large-Scale Aerobic Bioconversion Cell"***, Waste Management and Research 20, Columbia University, EUA, pp. 234-242.
- <sup>57</sup>TIQUIA, S.M., TAM, N.F.Y. (2002), ***"Characterization and composting of poultry litter in forced-aeration piles"***, Process Biochemistry 37, Elsevier, pp. 869-889.
- <sup>58</sup>WALKER, F., ***"On-Farm Composting of Poultry Litter"***, P&SS Info #319, Publication of Department of Animal Science, University of Tennessee.
- <sup>59</sup>ZHU, S., LEE, S.W., (2005), ***"Co-combustion performance of poultry wastes and natural gas in the advanced Swirling Fluidized Bed Combustor"***, Waste Management 25, Elsevier, pp. 511-518.
- <sup>60</sup>Decisão da Comissão n.º 2001/688/CE de 28-08-2001, ***"Estabelece os critérios ecológicos para a atribuição de rótulo ecológico aos correctivos de solos e suportes de cultura"***, Jornal Oficial das Comunidades Europeias, série L, n.º 242, pp. 17-22.
- <sup>61</sup>Decisão da Comissão n.º 2007/64/CE de 15-12-2006, ***"Estabelece os critérios ecológicos revistos e respectivos requisitos de avaliação e verificação para a atribuição de rótulo ecológico aos correctivos de solos"***, Jornal Oficial das Comunidades Europeias, série L, n.º 32, pp. 137-144.
- <sup>62</sup>Decreto-Lei n.º 178/2006 de 05-09-2006, ***"Aprova o regime geral da gestão de resíduos"***, Diário da República, N.º 171, I Série, 5 de Setembro de 2006, pp. 6526-6545.
- <sup>63</sup>Decreto-Lei n.º 178/2003, de 05-08-2003, ***"Estabelece limitações às emissões para a atmosfera de certos poluentes provenientes de grandes instalações de combustão"***, Diário da República, N.º 179, I Série A, 5 de Agosto de 2003, pp. 4626-4638.
- <sup>64</sup>Decreto-Lei n.º 239/97, de 09-09-1997, ***"Estabelece as regras a que fica sujeita a gestão de resíduos"***, Diário da República, N.º 208, I Série A, 19 de Julho de 2006, pp.

4775-4780.

<sup>65</sup>Despacho Conjunto nº 15512/2006 de 28 de Junho, Diário da República, Nº 138, II Série, 19 de Julho de 2006, pp. 11 764-11 766.

<sup>66</sup>Directiva do Conselho n.º 75/442/CEE de 15-07-1975, **“Relativa à eliminação de resíduos”**, Jornal Oficial das Comunidades Europeias, série L, n.º 194, pp. 39-41.

<sup>67</sup>Directiva do Conselho n.º 91/156/CEE de 18-03-1991, **“Altera a Directiva 75/442/CEE relativa aos resíduos”**, Jornal Oficial das Comunidades Europeias, série L, n.º 78/32, pp. 32-374.

<sup>68</sup>Portaria nº 209/2004, de 03-03-2004, **“Aprova a Lista Europeia de Resíduos”**, Diário da República, Nº 53, I Série B, 3 de Março de 2004, pp. 1188-1206.

<sup>69</sup>Portaria nº 286/93, de 12-03-1993, **“Fixa os valores limite e valores guia relativos ao ar”**, Diário da República, Nº 60, I Série, 12 de Março de 1993, pp. 1169-1177.

<sup>70</sup>Regulamento do Conselho n.º 2092/91/CEE de 24-06-1991, **“Relativo ao modo de produção biológico de produtos agrícolas e à sua indicação nos produtos agrícolas e nos géneros alimentícios”**, Jornal Oficial das Comunidades Europeias, série L, n.º 198, pp. 1-15.

<sup>71</sup>**“Aproveitamento de dejetos de animais ainda gera divergências”**, Ciência, Tecnologia e Meio Ambiente, Radiobrás,

URL: [http://www.radiobras.gov.br/ct/2000/materia\\_160600\\_4.htm](http://www.radiobras.gov.br/ct/2000/materia_160600_4.htm), (citado em 07-11-2006).

<sup>72</sup>**“Código de Boas Práticas Agrícolas para a protecção da água contra a poluição com nitratos de origem agrícola”**, Portal do Ministério da Agricultura, do Desenvolvimento Rural e das Pescas, URL:[http://www.min-agricultura.pt/oportal/extcnt/docs/FOLDER/PROT\\_TEMAS/F\\_AMBIENTE/MADRPCNT\\_AMB\\_CDGPCT/3-FERTILIZANTES.HTM](http://www.min-agricultura.pt/oportal/extcnt/docs/FOLDER/PROT_TEMAS/F_AMBIENTE/MADRPCNT_AMB_CDGPCT/3-FERTILIZANTES.HTM), (citado em 01-03-2007)

<sup>73</sup>**“Informação e Sensibilização dos Agentes Rurais para o Desenvolvimento Sustentável”**, Documentação – Agricultura e Conservação da Natureza, Direcção Regional de Agricultura e Pescas do Centro, Ministério da Agricultura , do Desenvolvimento Rural e das Pescas,

URL: [http://www.drapc.min-agricultura.pt/base/documentos/agricultura\\_natureza.htm](http://www.drapc.min-agricultura.pt/base/documentos/agricultura_natureza.htm), (citado em 01-03-2007).

<sup>74</sup>**“Manual de Compostagem da Escola Superior Agrária de Ponte de Lima”**, Escola Superior Agrária, Instituto Superior de Viana do Castelo, 2007,

URL:[http://www.ci.esapl.pt/mbrito/compostagem/Manual\\_de\\_compostagem%20capa.htm](http://www.ci.esapl.pt/mbrito/compostagem/Manual_de_compostagem%20capa.htm), (citado em 05-03-2007).